
Poröse Polyethylenfilter für geothermische Brunnen – Leistungsvermögen und Alterationsverhalten

Genehmigte Dissertation

am Fachbereich Material- und Geowissenschaften

der Technischen Universität Darmstadt

zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.)

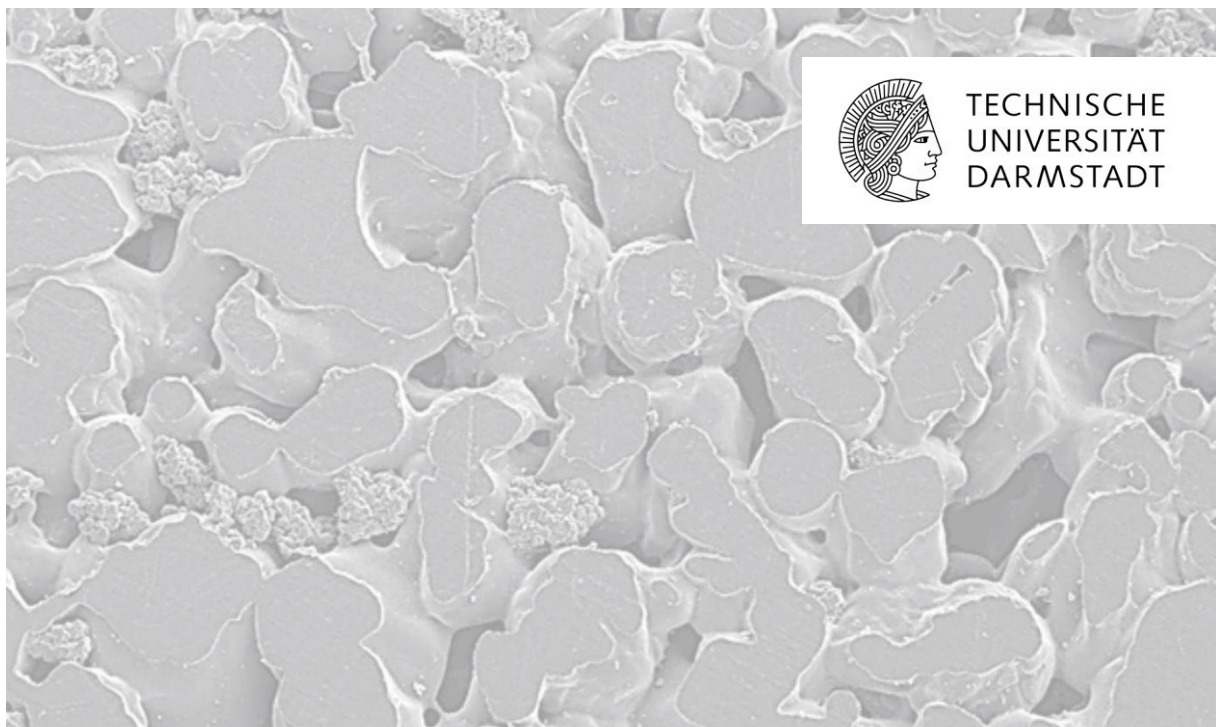
Vorgelegt von Dipl.-Ing., M.Sc. Johanna Rüther aus Menden

Tag der Einreichung: 31.03.2016, Tag der Prüfung: 02.05.2016

Referent: Prof. Dr. rer. nat. Ingo Sass

Korreferent: Prof. Dr. rer. nat. Christoph Schüth

Darmstadt, 2016 – D17



Poröse Polyethylenfilter für geothermische Brunnen – Leistungsvermögen und
Alterationsverhalten
Dissertation
Johanna Rüther

Tag der Einreichung: 31.03.2016

Tag der Disputation: 02.05.2016

Vorsitzender der Prüfungskommission:

Referent:

Korreferent:

1.Prüfer:

2.Prüfer:

Prof. Dr. Stephan Weinbruch

Prof. Dr. Ingo Sass

Prof. Dr. Schüth

Prof. Dr. Hans-Joachim Kleebe

Prof. Dr. Matthias Oechsner

Eidesstattliche Erklärung

Hiermit versichere ich, die vorliegende Dissertation ohne Hilfe Dritter und nur mit den angegebenen Quellen und Hilfsmitteln angefertigt zu haben. Alle Stellen, die aus den Quellen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht worden. Diese Arbeit hat in dieser oder ähnlicher Form noch keiner Prüfungsbehörde vorgelegen. Die schriftliche Fassung stimmt mit der elektronischen Fassung überein.

Darmstadt, den 31. März 2016

Johanna Rüther

Abstract

The present thesis is part of the research project “Poröse Polyethylenfilter für geothermische Brunnen – Leistungsvermögen und Alterationsverhalten“ at the Institute of Applied Geoscience, Department of Geothermal Science and Technology. The purpose of this project was to analyze the different hydrochemical and thermophysical processes in well systems. Recommendations for well design should be developed within this scope. Thereby the life time and efficiency of shallow geothermal well systems should be increased.

In this study diverse filter and filter systems were studied referring to suitability regarding geothermal issues. Focus of the analyses was the structural, hydraulic and mechanical characterization of porous high-density polyethylene filter types. Additionally to these requirements of well and filter systems, the main topic was alteration and scaling of wells, which are induced by difference in temperature during heating and cooling.

The thermomechanical, hydrochemical and thermophysical processes, which occur in well systems, were studied, simulated and modelled in order to estimate the long term behavior of the filter systems.

The structural properties were researched by gas driven pycnometry, micro X-ray computer tomography (μ XCT) and environmental scanning electron microscope (SEM) coupled with energy-dispersive X-ray micro spectroscopy (EDX). The mechanical evaluation was performed by tempered uniaxial compressive and tensile strength tests. In the course of analysis of hydraulic properties and characterization of scaling behavior, new test rigs were developed and a test field was installed. SEM-EDX enabled qualitative and quantitative studies of induced scaling at micro scale. The analyses were complemented by X-ray diffractometry (XRD) and X-ray fluorescence spectroscopy (XRF). Object of research were four porous polyethylene filter types (PE-HD) and three slotted polyvinyl chloride filter systems (PVC).

The studies of structure and mechanics clarify the diverse properties of PVC and PE-HD filters according to material and filter manufacturing. PE-HD filters are characterized by large porosity from 25 to 40 percent. The open area of PVC filters is up to ten times lower. This low porosity and the material itself result in relative high ultimate compressive strength of 15 MPa. The porous filter type, characterized by pore sizes of 200 μ m, shows the best mechanical performance of the PE filters. This is based on relatively low porosity (25 to 35 percent). Consequently the strength of filter elements is a function of porosity and material. A temperature affected prognosis of filter strength in the range of 10 to 40 °C is possible due to the thermomechanical analyses. Ultimate uniaxial compressive and tensile strength declines with rising temperature caused by the thermoplastic character of the analyzed filter materials. The maximal installation depth of porous PE filters is defined by collapse strength. Since the installation of filter gravel is not required, the depth can reach up to 120 m. Consequently, the porous PE filter is exposed to not more than 20 °C in a geothermal well system.

The research on filter hydraulics and scaling results in a second classification of filter systems:

1. Fine porous filters (pore diameter = 20 resp. 40 μm) are dominated by linear laminar flow regime within the filter matrix ($\text{Re} < 1$). The filter systems are poorly permeable ($K = 3$ resp. $6 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$). The Reynolds number and hydraulic conductivity increases proportionally to porosity of the fine porous filter.

2. The filter systems with pore or slot size $\geq 200 \mu\text{m}$ are characterized by non-linear laminar up to turbulent flow regime within the filter matrix. The permeability of these filter types is approximately $1 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$. The flow regime alters to laminar with increasing porosity.

The findings of hydraulic analyses prove that the filter hydraulic conductivity is not reduced by fluid temperatures up to 40 °C and mineralization up to 900 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$.

The studies in field and laboratory illustrate that not only porous PE, but also slotted PVC filters are affected by incrustations. Scaling can be assumed after long operation times at fluid temperatures above 10 °C. The experimental data is complemented by the results of the calculated models. These models deliver a reliable prognosis which can be proofed by SEM and EDX results.

SEM images document scaling of ferric oxides and calcium carbonate on plastic surfaces for coarse porous filter types of PE-HD and PE-HMW. This behavior is based on large pore size and the presence of metalliferous nanoparticles on the plastic surface. These nanoparticles promotes adsorption of in water preticipated minerals on the interface of filter and fluid. The increased flow velocity in the pore spaces prohibits nucleation in the pores themselves.

The fine porous filter types are more sensitive to scaling compared to the coarse porous filter systems. SEM images show immense nucleation in the small pore spaces (pore diameter = 20 resp. 40 μm). The extreme nonpolar filter material ultrahigh molecular weight polyethylene (PE-UHMW) prohibits the growth of crystals on its plastic surface. Hence scaling is generated directly in the pore spaces and clogging occurs. The clogging results in a decrease of filter hydraulic conductivity.

According to geotechnical, hydraulical and scaling evaluation all porous PE-HD (especially pore size = 200 μm) and slotted PVC filter systems are suitable for shallow geothermal well systems at typical groundwater conditions ($T \sim 10 \text{ }^\circ\text{C}$). Based on low permeability and high sensitivity to scaling, the fine porous filter systems can be only utilized for application in minor mineralized aquifers with low hydraulic conductivity.

Kurzfassung

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Forschungsprojektes „Poröse Polyethylenfilter für geothermische Brunnen – Leistungsvermögen und Alterationsverhalten“ am Institut für Angewandte Geowissenschaften, Fachgebiet Angewandte Geothermie erstellt. Das Ziel des Projektes war es, die unterschiedlichen Prozesse im Brunnen zu analysieren und Empfehlungen für den Brunnenausbau zu geben, um die Lebensdauer und damit die Rentabilität von geothermischen Brunnenanlagen zu steigern.

In dieser Studie wurden unterschiedliche Filter und Filtersysteme auf ihre Tauglichkeit bezüglich geothermischer Fragestellungen überprüft. Schwerpunkt der Untersuchungen stellte die strukturelle, hydraulische und mechanische Charakterisierung von hochdichten, porösen Polyethylen-Filtern (PE-HD) dar. Neben diesen Anforderungen an Brunnen und Filter standen die Alterungsprozesse des Brunnens im Vordergrund, die durch Temperaturunterschiede bei Heiz- und Kühlbetrieb auftreten. Zur Abschätzung des Langzeitverhaltens der Filterelemente war es erforderlich, die mechanischen, hydrochemischen und thermophysikalischen Prozesse, die in Brunnen stattfinden, zu untersuchen, zu simulieren und zu modellieren.

Die strukturellen Eigenschaften wurden mittels Gaspyknometrie, Mikro-Röntgen-Computer-Tomographie (μ XCT) und Rasterelektronenmikroskopie mit energiedispersiver Röntgenmikroanalyse (ESEM-EDX) untersucht. Zur mechanischen Evaluierung wurden temperierte einaxiale Druck- und Zugversuche durchgeführt. Für die Erforschung der hydraulischen Eigenschaften sowie der Charakterisierung des Alterationsverhaltens wurden eigene Versuchsstände entwickelt und ein Testfeld errichtet. ESEM-EDX ermöglichte eine qualitative und quantitative Untersuchung von Ablagerungen im Feinstpartikelbereich. Zur Analyse von Alterationserscheinungen kamen auch Röntgendiffraktometrie (XRD) und Röntgenfluoreszenzanalytik (XRF) zum Einsatz. Untersuchungsgegenstand waren vier poröse Polyethylenfiltertypen (PE-HD) und drei geschlitzte Polyvinylchloridfilter (PVC).

Die Studien zur Struktur und Mechanik verdeutlichen die abweichenden Eigenschaften der PVC- und PE-Filter aufgrund des Werkstoffs und der Filterherstellung. Hauptmerkmal für PE-HD-Filter ist die hohe Porosität von 30 bis 40 %. Die zum Vergleich herangezogenen PVC-U-Schlitzfilter weisen eine bis zu zehnfach geringere offene Fläche auf. Die geringere Filterporosität und der Werkstoff PVC resultieren in hoher einaxialer Druckfestigkeit von 15 MPa. Anhand der Auswertung der mechanischen Untersuchungen wird auch deutlich, dass der Filtertyp mit Porenweite 200 μ m die höchste mechanische Belastbarkeit der PE-Filter aufweist. Dies ist wiederum auf die relativ geringe Porosität des Filtertyps zurückzuführen. So entspricht die Festigkeit aller porösen PE-Filter einer exponentiellen Funktion in Abhängigkeit der Porosität und des Werkstoffs. Die thermomechanische Analyse der Filtertypen ermöglicht eine Prognose der temperaturabhängigen Filterfestigkeit im Anwendungsbereich von 10 bis 40 °C. Die Festigkeit nimmt aufgrund des thermoplastischen Verhaltens der Kunststoffe mit zunehmender Temperatur ab. Die durch die Außendruckfestigkeit definierte maximale Einbautiefe reicht für die porösen PE-Filter aufgrund des nicht benötigten Einbaus von Schüttgütern bis zu 120 m. Folglich sind die Filtermaterialien im Falle geothermischer Anwendung maximalen Temperaturen von 20 °C ausgesetzt.

Die Untersuchungen zur Hydraulik und zum Alterationsverhalten führen zu einer anderen Klassifizierung der Filtersysteme:

1. Die Durchströmung der feinporigen Filtertypen (Porendurchmesser = 20 und 40 μm) ist durch ein linear laminares Strömungsregime gekennzeichnet. Diese Filtertypen sind geringfügig permeabel ($K = 3$ bzw. $6 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$). Mit wachsender Filterporosität nehmen die hydraulische Leitfähigkeit sowie die Reynoldszahl des Strömungsregimes zu.
2. Die Versuche mit den Filtertypen mit Poren- bzw. Schlitzweite $\geq 200 \mu\text{m}$ weisen ein nichtlinear laminares Strömungsregime auf. Die Permeabilität dieser Filtertypen beträgt etwa $1 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$. Mit zunehmender Porosität wird das Strömungsverhalten zunehmend laminar.

Die Befunde zur Filterdurchlässigkeit in Abhängigkeit der Wassertemperatur bzw. Fluidmineralisierung belegen, dass die hydraulischen Filtereigenschaften beim Einsatz mit Temperaturen bis zu 40 °C und Fluidmineralisierung mit bis zu 900 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ nicht herabgesetzt werden.

Die Untersuchungen im Feld und Labor haben ergeben, dass nicht nur die porösen PE-Filterelemente für Inkrustationen anfällig sind, sondern dies in gleichem Maße auch für PVC-Schlitzfilter zutrifft. Mit zunehmender Betriebsdauer bei Grundwassertemperaturen oberhalb von 10 °C ist davon auszugehen, dass es zu Inkrustationserscheinungen an den porösen PE-Filterelementen kommen wird. Die hydrochemischen Modellierungen sind eine wichtige Ergänzung der experimentellen Ergebnisse und liefern zuverlässige Prognosen zur Alteration, die durch die Ergebnisse aus ESEM- und EDX -Analysen bestätigt werden.

Anhand der ESEM-Bilder ist ersichtlich, dass es bei grobporigen PE-Filtersystemen nicht zur Verstopfung der Porenkanäle kommt, sondern eine Adsorption von Eisenhydroxiden und Kalziumkarbonat auf der Polymeroberfläche vorherrscht. Dieses Verhalten ist der Porengröße der Filtertypen sowie der Anwesenheit von metallhaltigen Nanopartikeln auf der Kunststoffoberfläche geschuldet. So kommt es zur Adsorption von im Wasser gefällten Mineralen an den als Kristallisationskeime wirkenden Nanopartikeln. Außerdem wird die Kristallbildung aufgrund erhöhter Fließgeschwindigkeit in den Porenräumen unterbunden.

Es zeigt sich, dass die feinporigen Filterelemente wesentlich anfälliger für Inkrustationen sind als grobporige Filterelemente. Die feinporigen Filtertypen neigen zur erhöhten Keimbildung in den kleinen Porenräumen (Durchmesser = 20/40 μm). Das extrem unpolare Filtermaterial ultrahochmolekulares Polyethylen (PE-UHMW) unterbindet ein Wachstum von Kristallen auf der Kunststoffoberfläche. Folglich entstehen die Ausfällungen direkt in den Porenräumen und es kommt zur beschleunigten Verstopfung der Poren. Dies resultiert in der Abnahme der Filterdurchlässigkeit.

Nach Beurteilung der geotechnischen und hydraulischen Eigenschaften sowie dem Alterationsverhalten sind alle porösen PE-Filtertypen (insbes. Porenweite = 200 μm) und PVC-Schlitzfilter in Schluck- bzw. Entnahmeburgen für den geothermischen Einsatz bei typischen Grundwasserbedingungen ($T \sim 10 \text{ °C}$) geeignet. Aufgrund der verringerten Permeabilität und erhöhten Sensitivität gegenüber Alterungserscheinungen sollten die feinporigen Filter nur in niedrigmineralisiertem Grundwasser in Aquiferen mit geringer Durchlässigkeit eingesetzt werden.

Dank

Die vorliegende Arbeit entstand zwischen Oktober 2011 und März 2016 am Fachgebiet Angewandte Geothermie der Technischen Universität Darmstadt im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsprojektes „Poröse Polyethylenfilter für geothermische Brunnen – Leistungsvermögen und Alterationsverhalten“.

Für die Betreuung möchte ich Prof. Dr. Ingo Sass danken, der mich in zahlreichen Diskussionen mit vielen wichtigen Ratschlägen und Antworten unterstützt hat, mir aber gleichzeitig Freiraum für die Bearbeitung und Entwicklung eigener Ansätze gab.

Das anregende Fachgespräch mit dem Zweitgutachter Prof. Dr. Christoph Schüth war sehr hilfreich für die Vollendung dieser Doktorarbeit. Recht herzlichen Dank dafür.

Ohne die Industriekooperation mit dem Unternehmen Pall Filtersistems GmbH und vor allem die sehr gute fachliche Zusammenarbeit mit dessen Mitarbeitern wäre die vorliegende Arbeit nicht möglich gewesen. Ich danke neben den bei Pall Filtersystems GmbH maßgeblich für das Projekt Verantwortlichen Dipl.-Ing. Astrid Walch und Dr. Steffen Heidenreich dem technischen Mitarbeiter Dirk Karst für die Unterstützung und konstruktiven Anregungen.

Für die Finanzierung und individuelle Unterstützung des Projekts danke ich der Deutschen Bundesumweltstiftung unter der Betreuung von Dr. Franz-Peter Heidenreich.

Meinen Kollegen Dr. Kristian Bär, Dr. Wolfram Rühaak und Dr.-Ing. Sebastian Homuth danke ich für die Hilfe bei zahlreichen Fragestellungen und die stete Diskussionsbereitschaft. Ebenso danke ich allen weiteren Kollegen der Arbeitsgruppe für Tipps und tatkräftige Unterstützung: M.Sc. Claus Heldmann, Dipl.-Ing. Philipp Mielke, Simone Roß-Krichbaum, Gabriela Schubert, und Rainer Seehaus. Nicht zu vergessen aus dem Fachbereich Angewandte Geowissenschaften und Materialwissenschaften sind die technischen Mitarbeiter Rainer Brannolte, Bernd Dreieicher und Brunhilde Thybusch.

Wesentlicher Baustein dieser Arbeit waren umfangreiche und komplexe Arbeiten im Gelände und im Labor. Für die umfangreiche Unterstützung bei diesen Arbeiten danke ich allen Studierenden, die als Hilfskraft, Master- oder Diplomstudent dazu beigetragen haben, den hier präsentierten umfangreichen Datensatz aufzubauen: Thomas Rybak, Florian Zaun, Larissa Langer, Mathias Nehler, Konstantin Ratz, Maik Solbrig und Nicole Schindler.

Besonders danken möchte ich meiner Familie und meinen Freunden, die durch ihre liebevolle Unterstützung und sehr tatkräftige Hilfe ganz wesentlich dazu beigetragen hat, dass ich die vorliegende Arbeit zu einem erfolgreichen Abschluss bringen konnte.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
1.1. Filter in geothermischen Brunnenanlagen	1
1.2. Motivation	3
1.3. Vorgehensweise	4
2. Brunnenfilter	6
2.1. Material	6
2.1.1. Werkstoffeigenschaften von Polyethylen und Polyvinylchlorid	6
2.1.2. Ökonomische und ökologische Bewertung der Kunststoffe PE-HD und PVC	7
2.2. Herstellung von Brunnenfiltern	8
2.2.1. Sintern	8
2.2.2. Schlitzung	10
2.3. Strukturelle Eigenschaften	11
2.3.1. Porenradius	11
2.3.2. Offene Filterfläche	12
2.3.3. Porosität	14
2.3.4. Tortuosität	14
2.4. Mechanische Eigenschaften	15
2.4.1. Belastungen parallel zur Rohrachse	15
2.4.2. Belastungen radial zur Rohrachse	16
2.4.3. Thermomechanisches Verhalten von PE und PVC	17
2.4.4. Mechanisches Verhalten poröser Festkörper	18
2.5. Hydraulische Eigenschaften	19
2.5.1. Durchströmung von porösen Medien	19
2.5.2. Strömung im Brunnen	24
2.6. Alterationsverhalten	26
2.6.1. Entstehungen von Inkrustationen	27
2.6.2. Kalzitische Ausfällungen	27
2.6.3. Verockerungsausfällungen	29
2.6.4. Mechanismen zur Adsorption auf Kunststoffoberflächen	32
2.6.5. Sorption und Oberflächenkomplexierung auf Kunststoffoberflächen	33
2.6.6. Modelle von Ausfällungen in porösen Medien	34
2.6.7. Kristallwachstum	35
3. Methoden	36
3.1. Methoden zur strukturellen Charakterisierung	36
3.1.1. Gaspyknometrie	36
3.1.2. Mikro-Röntgen-Computer Tomographie (μ XCT)	36
3.1.3. Hochauflösende Rasterelektronenmikroskopie (REM) mit energiedispersiver Röntgenmikroanalyse (EDX)	37
3.1.4. Korngrößenanalyse	37
3.2. Methoden zur mechanischen Charakterisierung	38
3.2.1. Einaxiale Druck- und Zugversuche	38

3.2.2.	Kollapsversuche	39
3.3.	Methoden zur hydraulischen Charakterisierung	41
3.3.1.	Durchlässigkeit nach Darcy	41
3.3.2.	Durchfluss mit Ultraschall	42
3.4.	Methoden zur hydrochemischen Charakterisierung	42
3.4.1.	Atomabsorptionsspektrometrie	42
3.4.2.	Ionenchromatographie	43
3.4.3.	Röntgenfluoreszenzanalyse	43
3.4.4.	Röntgendiffraktometrie	44
3.4.5.	Spektralphotometrie	44
3.4.6.	Versinterungsversuch	44
3.4.7.	Verockerungsversuch	45
3.5.	Statistische Auswertung erhobener Daten	46
4.	Experimentelles	47
4.1.	Untersuchte Filtertypen	47
4.2.	Strukturelle Charakterisierung	47
4.3.	Mechanische Charakterisierung	48
4.4.	Hydraulische Charakterisierung	49
4.5.	Charakterisierung des Alterationsverhaltens	52
4.5.1.	Testfeld Aschaffenburg	52
4.5.2.	Versinterung im Labor	54
4.5.3.	Verockerung im Labor	55
5.	Ergebnisse und Diskussion	58
5.1.	Strukturelle Untersuchungen	58
5.1.1.	Abschätzung des Porendurchmessers der porösen Polyethylenfilter	58
5.1.2.	Korngrößenverteilung des Rohmaterials Polyethylen	58
5.1.3.	Beurteilung der Polyethylenfilterstruktur mittels Rasterelektronenmikroskopie	58
5.1.4.	Beurteilung der Polyethylenfilterstruktur mittels Mikroröntgencomputertomographie	59
5.1.5.	Porosität	63
5.1.6.	Bewertung der strukturellen Untersuchungen	66
5.2.	Mechanische Untersuchungen	68
5.2.1.	Einaxiale Druckfestigkeit	68
5.2.2.	Einaxiale Zugfestigkeit	70
5.2.3.	Radiale Außendruckfestigkeit und kritischer Beuldruck	71
5.2.4.	Deformationsverhalten poröser Polyethylenfilter	72
5.2.5.	Festigkeit poröser Polyethylenfilter in Abhängigkeit der Charge	72
5.2.6.	Mechanisches Verhalten poröser Festkörper	73
5.2.7.	Thermomechanisches Verhalten	77
5.2.8.	Bewertung der mechanischen Untersuchungen	78
5.3.	Hydraulische Untersuchungen	81
5.3.1.	Strömungsregime	81
5.3.2.	Permeabilität	82
5.3.3.	Durchlässigkeitsbeiwert	84
5.3.4.	Untersuchungen zur Variation von Filterinnenausbau und Filterwandstärke	86
5.3.5.	Bewertung der hydraulischen Untersuchungen	87
5.4.	Untersuchung des Alterationsverhalten im Testfeld Aschaffenburg	90

5.4.1.	Brunnenergiebigkeit und Brunneneintrittsverluste	90
5.4.2.	Hydrochemische Parameter in Abhängigkeit der Förderzeit	93
5.4.3.	Hydrochemische Parameter in Abhängigkeit der Förderrate	95
5.4.4.	Gelöstes Eisen und Mangan im geförderten Grundwasser	97
5.4.5.	Spezifische Ergiebigkeit und Filterdurchlässigkeit	98
5.4.6.	Zeitliche Veränderung der hydrochemischen Parameter	100
5.4.7.	Charakterisierung der Filterausfällungen	102
5.4.8.	Bewertung der Untersuchungen im Testfeld Aschaffenburg	106
5.5.	Untersuchung des Versinterungsverhaltens im Labor	107
5.5.1.	Modellierung zum kalzitischen Fällungsverhalten	107
5.5.2.	Abschätzung des Fällungsverhaltens der eingesetzten Versuchswässer	108
5.5.3.	Filterdurchlässigkeit	110
5.5.4.	Elektrische Leitfähigkeit	111
5.5.5.	pH-Wert	112
5.5.6.	Gravimetrische Bestimmung des Filterrückstandes	113
5.5.7.	Charakterisierung der Filteroberfläche	115
5.5.8.	Charakterisierung der Filterausfällungen	116
5.5.9.	Bewertung der Untersuchungen zum Versinterungsverhalten im Labor	119
5.6.	Untersuchung des Verockerungsverhaltens im Labor	121
5.6.1.	Fluidtemperatur und Durchfluss	121
5.6.2.	Hydrochemische Bedingungen	122
5.6.3.	Fällung von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ im Brunnen	125
5.6.4.	Optische Beurteilung des Verockerungsverhaltens	126
5.6.5.	Charakterisierung der Filteroberfläche von PE-HMW-500	128
5.6.6.	Charakterisierung der Verockerungsablagerungen	129
5.6.7.	Gravimetrie der Filterrückstände	135
5.6.8.	Bewertung der Untersuchungen zum Alterationsverhalten	136
6.	Zusammenfassung	138
6.1.	Strukturelle Eigenschaften	138
6.2.	Mechanische Eigenschaften	139
6.3.	Hydraulische Eigenschaften	139
6.4.	Alterationsverhalten	140
6.5.	Diskussion	141
7.	Schlussfolgerungen und Ausblick	143
	Literaturverzeichnis	145
	Abbildungsverzeichnis	157
	Tabellenverzeichnis	164
	Anhang	166
	Lebenslauf	190
	Publikationen	191

Abkürzungsverzeichnis

AAS	Atomabsorptionsspektrometrie
ABS	Acrylnitril-Butadien-Styrol
API	American Petroleum Institute
AZ	Aktenzeichen
B I, IV,V	Brunnen I, IV,V
BMJV	Bundesministerium für Justiz und Verbraucherschutz
BSE	Rückstreuelektronen
DGG	Deutsche Geologische Gesellschaft
DGGT	Deutsche Gesellschaft für Geotechnik
DIN	Deutsches Industrie Norm
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
EDX	Energiedispersive Röntgenspektroskopie
E _h -pH-Diagramm	Pourbaix-Diagramme
EN	Europäische Norm
ESEM	Rasterelektronenmikroskop
FE1, 2	Messpunkt zur Bestimmung der Eisen(II)konzentration
FZ1,2	Filterzelle zur chemischen Entgasung
GOK	Geländeoberkante
GWM	Grundwassermessstelle
PE-HD	Hochdichtes Polyethylen
HPLC	Hochleistungsflüssigkeitschromatographie
IC	Ionenchromatographie
ISO	International Organization for Standardization
kfz	Kubisch flächenzentriert
LF_NF	Messpunkt der elektr. Leitfähigkeit hinter dem Filterelement
LF_VF	Messpunkt der elektr. Leitfähigkeit vor dem Filterelement
M1,2,3	Messpunkt der hydrochem. und thermophys. Parameter
P1,2,4,5,6,7,8,9	Messpunkt
PA	Polyamid
PE	Polyethylen
PE-HD	Hochdichtes Polyethylen
PE-HD-200	Poröser Filtertyp aus PE-HD mit Porenweite 200 µm
PE-HMW	Hochmolekulares Polyethylen
PE-HMW-500	Poröser Filtertyp aus PE-HMW mit Porenweite 500 µm
PE-UHMW	Ultra-Hochmolekulares Polyethylen
PE-UHMW-20	Poröser Filtertyp aus PE-UHMW mit Porenweite 20 µm
PE-UHMW-40	Poröser Filtertyp aus PE-UHMW mit Porenweite 40 µm
pH	Negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionen-Aktivität
pH_NF	Messpunkt des pH-Wertes hinter dem Filterelement
pH_VF	Messpunkt des pH-Wertes vor dem Filterelement
PP	Polypropylen
PVC bzw. PVC-U	Hartes Polyvinylchlorid
PVC-300	Geschlitzter Filtertyp aus PVC mit Schlitzweite 300 µm
PVC-500	Geschlitzter Filtertyp aus PVC mit Schlitzweite 500 µm

PVC-750	Geschlitzter Filtertyp aus PVC mit Schlitzweite 750 μm
Q	Messpunkt des Durchflusses
REM	Rasterelektronenmikroskop
RFA	Röntgenfluoreszenzanalyse
R-OH	Organische funktionelle Gruppe
SE	Sekundärelektronen
SI	Sättigungsindex
TEMP	Temperierungselement
UVC	Ultraviolette Strahlung
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
XRD	Röntgendiffraktometrie
Z1,2,3	Zugabepunkt von Chemikalien
μCT bzw. μXCT	Mikro-Röntgen-Computertomographie

Symbolverzeichnis

a	Seitenlänge [m]
A	Durchströmte Querschnittsfläche [m ²]
a_F	Lineare Konstante für das laminar nicht linearen Strömungsregime [-]
A_F	Offene Filterfläche [m ²]
$A_{F,rel}$	Relative offene Filterfläche [m ²]
A_{ges}	Gesamtfläche [m ²]
A_{PE}	Fläche an Polyethylenfiltermaterial [m ²]
A_{QF}	Filterquerschnittsfläche [m ²]
a_T	Quadr. Konstante für das laminar nicht linearen Strömungsregime [-]
b	Werkstoffkonstante [-]
B	Hydraulischer Widerstand im Aquifer [-]
b_F	Lineare Konstante für das turbulente Strömungsregime [-]
b_T	Quadratische Konstante für das turbulente Strömungsregime [-]
c	Stoffmengenanteil [mol·l ⁻¹]
C	Diffusionskoeffizient [-]
C	Brunneneintrittsverlustfaktor [-]
C_{PM}	Empirischer Koeffizient der Tortuosität, Kornform, Anordnung der Körner und Porosität [-]
C_u	Ungleichförmigkeitszahl [-]
d_{char}	Charakteristische Kornform [-]
d_K	Schichtdicke des durchstrahlten Körpers [m]
d_h	Hydraulischer Radius [m]
D_{KG}	Korngrenzendiffusionskoeffizient [-]
E	Elastizitätsmodul [MPa]
E_A	Aktivierungsenergie [kJ·mol ⁻¹]
E_λ	Wellenlängenabhängige Extinktion [-]
ε_λ	Extinktionskoeffizient [-]
ε_{Rc}	Dehnung beim Bruch der Probe [m·m ⁻¹]
ε_{Rp}	Dehnung bei elastischer Deformation [m·m ⁻¹]
$f_{Tillmans}$	Ionenstärkekorrekturfaktor [-]
[Fe(II)]	Konzentration an zweiwertigen Eisenionen [mol·l ⁻¹]
g	Erdbeschleunigung [m·s ⁻²]
γ	Bodenwichte [m·s ⁻²]
GH	Anorganische funktionelle Gruppe
H	Standrohrspiegelhöhe [m]
h	Filterhöhe [m]
h	Verschiebung der Partikelmitte gegen die Ausgangslage [m]
[H ₃ O ⁺]	Konzentration an Hydroniumionen [mol·l ⁻¹]
Δh	Druckverlust [-]
Δh_{FR}	Druckverlustes in Abhängigkeit vom Durchfluss und der Filtergeometrie [-]
h_{Ges}	Brunneneintrittsverluste [m]
h_{Rohr}	Einbautiefe des Vollrohres [m]
h_s	Sickerstrecke [m]
$h_{Spülung}$	Wasser- bzw. Spülungsspiegel [m]
h_{stat}	Stehende Flüssigkeitssäule [m]

i	Hydraulischer Widerstand [-]
I_0	Intensität des Lichtes vor der Absorption von Strahlung [-]
I_1	Intensität des Lichtes nach der Absorption von Strahlung [-]
K	Permeabilität [m^2]
K	Gleichgewichtskonstante [-]
$k, k_0, k_1, k_2, k', k_s$	Reaktionskonstante [-]
κ	Elektrische Leitfähigkeit [$\mu S \cdot cm^{-1}$]
k_f	Durchlässigkeitsbeiwert [$m \cdot s^{-1}$]
k_H	Henrykonstante [$mol \cdot (l \cdot atm)^{-1}$]
K_T	Temperaturabhängige Gleichgewichtskonstante [-]
λ	Dimensionsloser Parameter [-]
Δl	Durchströmte Länge [m]
L_B	Bahnlänge [m]
$l_{F, max}$	Maximale Einbaulänge [m]
L_K	Kürzeste theoretische Länge
M	Aquifermächtigkeit [m]
m	Weibullindikator [-]
$m; n$	Charakteristische Transportkoeffizienten [-]
n	Porosität [-]
n	Anzahl an Proben [-]
η	Dynamische Viskosität [$kg \cdot (m \cdot s)^{-1}$]
n_C	Durchflussporosität [-]
n_d	Hydraulisch wirksame Porosität [-]
n_{eff}	Effektive Porosität [-]
n_{max}	Maximale Porosität [-]
n_{min}	Minimale Porosität [-]
n_s	Anzahl an Schlitze pro Filterlänge [m^{-1}]
$[O_{2(aq)}]$	Konzentration an gelöstem Sauerstoff [$mol \cdot l^{-1}$]
$[OH^-]$	Konzentration an Hydroxidionen [$mol \cdot l^{-1}$]
ϕ_{innen}	Innendurchmesser [m]
p_1	Initialer Druck [bar]
p_2	Expandierter Druck [bar]
$p_{außen}$	Hydrostatischer Außendruck [bar]
p_B	Bodendruck [bar]
$p_{Beul, krit}$ bzw. $p_{Beul, zul}$	(kritischer) Beuldruck [bar]
p_{Druck}, p_{Zug}	Tragfähigkeit [bar]
p_{innen}	Hydrostatischer Innendruck [bar]
p_{ist}	Wirkender Außendruck [bar]
p_{O_2}	Sauerstoffpartialdruck [bar]
p_{radial}	Radiale Druckbelastung [bar]
Q	Durchfluss [$m^3 \cdot s^{-1}$]
2θ	Beugungswinkel [°]
r	Porenradius [m]
R	Veränderter Partikelradius [m]
ΔR	Veränderung des Partikelradius [m]
R^2	Bestimmtheitsmaß [-]
φ	Dichte [$kg \cdot m^{-3}$]

φ	Reibungswinkel des Bodens [°]
φ_0	Reindichte [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]
φ'	Reibungswinkel zwischen Filter und Boden [°]
φ_B	Rohdichte [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]
φ_F	Rohdichte des Filters [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]
$\varphi_{\text{Schütt}}$	Dichte der Filterschüttung [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]
$\varphi_{\text{Spülung}}$	Dichte der Spülung [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]
φ_w	Dichte des Wassers [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]
r_A	Außenradius [m]
Re bzw. Re_{Krit}	(Kritische) Reynoldszahl [-]
r_I	Innenradius [m]
R_i	Ausgangsradius [m]
r_{Kugel}	Kugelradius [m]
r_m	Mittlerer Porenradius [m]
R_{Tot}	Gesamte Fällungsgeschwindigkeit [$\text{mol}\cdot(\text{l}\cdot\text{s})^{-1}$]
s	Hydraulischer Exponent [-]
$\sigma_{(T^{-1}=0)}$	Randbedingungsfestigkeit bei $T^{-1}=0$ [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-2}$]
σ_0	Festigkeit eines dichten Mediums [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-2}$]
σ_n	Festigkeit eines porösen Mediums [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-2}$]
$-\sigma_{\text{Rm}}, \sigma_{\text{Rm}}$	Einaxiale Zug- bzw. Druckfestigkeit [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-2}$]
σ_{Rp}	Einaxiale Druckfestigkeit unter elastischer Deformation [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-2}$]
σ_T	Temperaturbedingte Festigkeit [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-2}$]
$\sigma_{\text{Zug}}, \sigma_{\text{Druck}}$	Zug- bzw. Druckfestigkeit [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-2}$]
σ_u	Einaxiale Druckfestigkeit [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-2}$]
σ_X	Standardabweichung [-]
SI	Sättigungsindex [-]
sl	Schlitzlänge [m]
sw	Schlitzweite [-]
t	Zeit [s]
T	Tortuosität [-]
T	Temperatur [K]
T_g	Glasübergangstemperatur [K]
T_m	Schmelztemperatur [K]
v	Filtereintrittsgeschwindigkeit [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]
ν	Querdehnungszahl [-]
ν	Kinematische Viskosität [$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$]
v_A	Abstandsgeschwindigkeit [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]
v_B	Bahngeschwindigkeit [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]
v_F	Filtergeschwindigkeit [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]
V_F	Filtergesamtvolumen [m^3]
v_{krit}	Kritische Filtereintrittsfließgeschwindigkeit [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]
V_{Schlitz}	Filterschlitzvolumen [m^3]
V_{Poren}	Filterporenvolumen [m^3]
x	Radius der Sinterfläche [m]
$2x$	Durchmesser der Versinterungsfläche [m]
\bar{x}	Arithmetischer Mittelwert [-]
x_m	Gemittelter Kennwert nach Weibull [-]

z

Tiefe ab Geländeoberkante [m]

1. Einleitung

1.1. Filter in geothermischen Brunnenanlagen

Filtersysteme sind elementarer Grundbaustein einer Brunnenanlage. Ohne sie kann das Grundwasser nicht in das Brunnensystem eindringen und vom Feinstkorn im Grundwasserleiter getrennt werden. Doch neben diesen beiden Hauptaufgaben muss ein Filterelement auch viele weitere Aufgaben erfüllen (Bieske, 1997; Sass, 1994; Tholen, 2012). Eine wichtige Eigenschaft ist die offene Eintrittsfläche, welche die optimale Förderleistung des Brunnens beeinflusst. Die mechanische Stabilität eines Filtersystems muss für die Installation und den Betrieb gewährleistet sein. Definierte Grenzkorngrößen sind eine Grundvoraussetzung zur optimalen Brunnendimensionierung. Der Filter soll so bemessen sein, dass die Brunnenentwicklung unter den gegebenen hydrogeologischen Bedingungen sichergestellt ist. Für den Betrieb des Systems ist es wichtig, dass durch den Brunnenfilter nur ein geringer Druckverlust zwischen Ringraumverfüllung und Filter entsteht. Gleichmäßige Produktivität über die gesamte Filterstrecke begünstigt optimale Förderbedingungen. Zusätzlich soll Werkstoffkorrosion und Inkrustationsbildung am Filtermaterial durch Ausfällungen möglichst unterbunden werden. Hohe Festigkeit schützt Brunnenfilter vor mechanischer Überbeanspruchung während des Betriebs und bei der Brunneninstandsetzung. Ein geringes Einbaugewicht erleichtert außerdem dem Brunnenbauer die Handhabung bei der Installation des Brunnens. (Bieske, 1997; Nold, 1989; Sass, 1994; Sterrett, 2007)

Verglichen mit Stahlfiltern haben Brunnenfilter aus Kunststoff geringere mechanische und thermomechanische Kennwerte und werden deshalb vor allem im oberflächennahen Bereich eingesetzt (Tholen, 2012). Für Brunnen sind Kunststofffilter aufgrund ihrer multifunktionalen Eigenschaften und den niedrigen Werkstoffkosten optimal geeignet.

Die in den Neunziger Jahren entwickelten porösen Polyethylenfilter sind aufgrund ihrer Struktur und ihres Werkstoffes ein besonderer Filtertyp. Die poröse Matrix ist an den Einsatz in Lockergesteinsaquiferen optimal angepasst, so dass auf die Verwendung von Filterkiesschüttungen verzichtet werden kann (Sass et. al., 1993a; Heidenreich & Walch, 2012). Der erfolgreiche Einsatz in diversen Brunnenanlagen zeigte, dass beim Einsatz dieser Filtertypen die Bohrdurchmesser geringer als bei konventionellen Brunnenfilter sind und dadurch Bohr- sowie Baukosten reduziert werden (Abbildung 1) (Sass et. al., 1993a; Sass et. al. 1993b; Sass, 1994; Sass et al., 1996; Sass & Treskatis, 2000; Sass & Arndt, 2008). Geringe Porendurchmesser von 20 bis 500 μm ermöglichen die Nutzung der Filter nicht nur in Sand- und Kiesaquiferen, sondern auch in schluffigen Böden (Sass & Arndt, 2008; Heidenreich & Walch, 2012; Rüther et al., 2013a). Dies stellt einen weiteren Vorteil gegenüber konventionellen Filtern dar, die nur für hochdurchlässige Aquifere geeignet sind. Da der poröse Brunnenfilter aus unpolarem, hydrophoben Polyethylen gefertigt ist, wurde von Sass (1994) geschlossen, dass die Anlagerung von Mikropartikeln am und im Brunnenfilter unterbunden wird. Folglich ist davon auszugehen, dass die porösen Polyethylenfilter gegenüber Inkrustationsbildungen resistent sind und sich ausgezeichnet für geothermische Brunnenanlagen eignen.

Die Planung und der Betrieb von konventionellen und geothermischen Brunnenanlagen sind grundverschieden. Für die geothermische Nutzung ist nicht nur eine hydrogeologische, sondern auch eine physikochemische Charakterisierung des Grundwasserleiters unerlässlich (Tholen & Walker-Hertkorn, 2007). Diese speziellen Untersuchungen werden bei der Planung

konventioneller Brunnen meist vernachlässigt. Der Unterschied der Planung lässt sich durch den Aufbau der Brunnen erklären. Das geothermische System besteht mindestens aus zwei Brunnen, dem Entnahme- und dem Schluckbrunnen (Abbildung 2). Nach Entnahme des Grundwassers wird dessen Wärme über einen Wärmetauscher entzogen und über eine Wärmepumpe dem haustechnischen Kreislauf zugeführt. Anschließend wird das abgekühlte Wasser über den Schluckbrunnen in den Untergrund zurückgeführt. Je nach Bedarf wird beim Heizlastfall abgekühltes Wasser und beim Kühllastfall erwärmtes Wasser in den Grundwasserleiter geleitet. In Deutschland ist bei oberflächennahen geothermischen Brunnenanlagen eine Temperaturdifferenz von 6 K erlaubt (VDI, 2001). Wasser-Wasser-Wärmepumpen operieren bereits mit Grundwassertemperaturen von 10 °C. Daher ist ein Vergleich mit Trinkwasserbrunnen naheliegend. Oberflächennahe Anlagen reichen in eine Tiefe von 10 bis maximal 100 m.

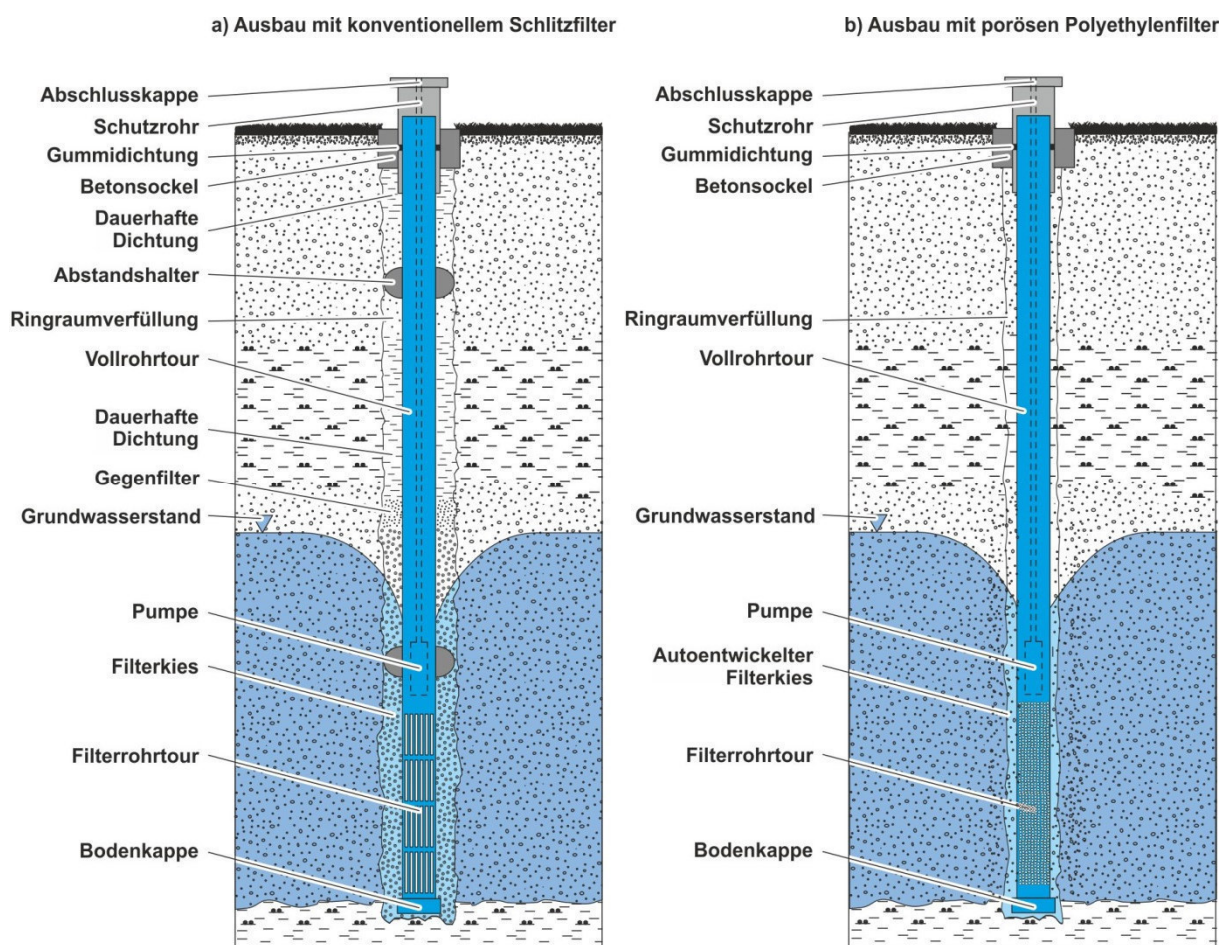


Abbildung 1: Vergleich der Brunnenbauformen mit a) konventionellem Schlitzfilter und b) porösem Polyethylenfilter [verändert nach Sass et al. (2016)]

Besonderes Augenmerk liegt bei dem Schluckbrunnen. Hier herrschen extreme Bedingungen durch turbulente Strömung beim Einleiten des Grundwassers in das System und eventuellem Eintrag von Sauerstoff. Diese besonderen Verhältnisse können für eine schnellere Brunnenalterung verantwortlich sein. Folglich ist bei offenen Systemen die Wartung und Regenerierung der Anlage regelmäßig notwendig (Sass et al., 2016). Trinkwasserbrunnen haben typischerweise erheblich größere Filterdurchmesser. Im Gegensatz hierzu sind in geothermischen Brunnen eher kleinere Kaliber nötig, da die erforderlichen Förderraten vergleichsweise gering sind. (Stober & Bucher, 2014)

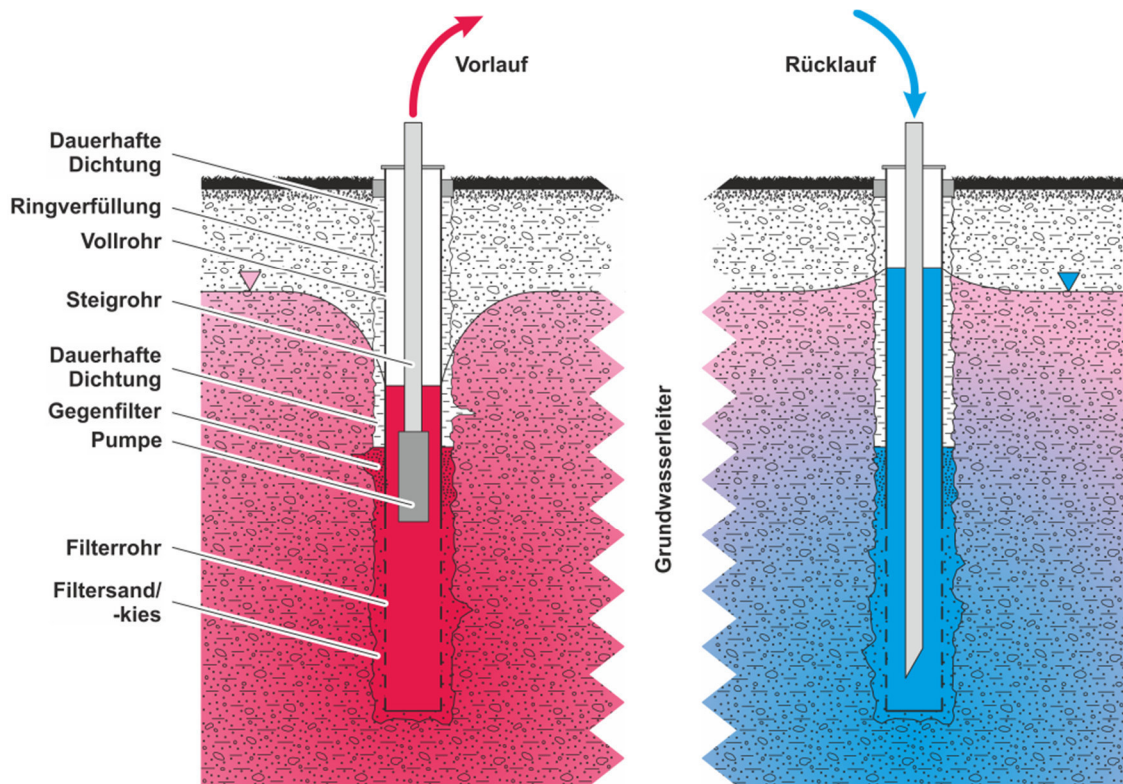


Abbildung 2: Prinzip einer geothermischen Brunnenanlage im Heizbetrieb im ungespannten Grundwasser. Links Entnahmekreislauf, warm; rechts Infiltrationskreislauf, kalt. [verändert nach Sass et al. (2016)]

1.2. Motivation

Die Nutzung der grundlastfähigen Energiequelle Geothermie hat in den vergangenen Jahren enorme Zuwächse erfahren. In der Zukunft wird der Anteil von Erdwärmennutzung im Bereich regenerativer Energien weiterhin ansteigen (Bertani, 2016). In den letzten zwei Jahrzehnten stieg vor allem die Anzahl oberflächennaher Anwendungen zur Wärmeversorgung von Haushalten und kleinen bis mittleren Industrieanlagen (Huttrer, 2001; Lund et al., 2011; Lund & Boyd, 2016). Die Nutzung oberflächennaher geothermaler Systeme zur Wärmebereitstellung stellt einen wichtigen Beitrag hinsichtlich der Reduzierung von CO₂-Emissionen dar (Dowlatabadi & Hanova, 2007; Blum et al., 2010).

Bei oberflächennahen geothermischen Anlagen werden hauptsächlich geschlossene Systeme wie Erdwärmesonden, Erdwärmekollektoren oder Energiepfähle eingesetzt (Self et al., 2013). Die Leistungsfähigkeit einer solchen Anlage hängt stark von den hydrogeologischen und geothermischen Eigenschaften des Untergrundes ab (Stober & Bucher, 2014; DDG & DGGT, 2015). Diese Eigenschaften sind nicht optimierungsfähig. Die Leistung der Anlage kann nur durch die Auslegung der Installation, die auf den Untergrund und die baulichen Gegebenheiten angepasst werden kann, beeinflusst werden. In vielen geologischen Situationen ermöglichen offene Systeme eine größere Effektivität im Gegensatz zu geschlossenen Systemen (Omer, 2008; Dowlatabadi & Hanova, 2007). Der maximale Wirkungsgrad wird mit Anlagen erreicht, die sowohl im Winter zum Heizen, als auch im Sommer zum Kühlen des Gebäudes eingesetzt werden.

Ein leistungslimitierender Faktor für die direkte Nutzung geothermaler Energie ist der Wärmetransport vom Untergrund zum Wärmeträgermedium. Die direkte Nutzung des Grundwassers wird nur über Brunnenanlagen realisiert. Daher erreichen offene Systeme aufgrund der größeren Oberfläche im Untergrund, an der Wärmetransport stattfinden kann, eine größere Leistung bzw. einen höheren Wirkungsgrad. Folglich können geothermische Brunnenanlagen mit weniger und kürzeren Bohrlöchern oder kleinen Durchmessern auskommen, um den Energiebedarf eines Gebäudes zu decken. (Self et al., 2013)

Die Optimierung von Brunnenanlagen und eine damit verbundene Reduzierung von Wartungs- und Betriebskosten dienen der Verbesserung und breiteren Implementierung dieser regenerativen Technik. Vereinfachte und wirtschaftlichere Bemessung von geothermischen Brunnenanlagen mit geeigneten Filtersystemen können dann realisiert werden, wenn geothermale Erkundungen sowie lokale Erfahrungen die Informationen über geologische und hydrogeologische Gegebenheiten vervollständigen (Ma & Chai, 2004). Um die Vorteile von offenen Systemen voll ausnutzen zu können, müssen die Brunnenfiltersysteme an die speziellen Anforderungen in geothermalen Systemen angepasst werden (Sass et al., 2016).

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des Forschungsprojektes „Entwicklung von ökologisch vorteilhaften, wartungsarmen Kunststoff(HDPE)-Filterelementen für oberflächennahe geothermische Brunnenanlagen“ (Pall Filtersystems GmbH & Institut für Angewandte Geowissenschaften, 2015), das durch die Deutsche Bundesumweltstiftung (AZ 28789-23) gefördert wurde, in Zusammenarbeit mit Pall Filtersystems GmbH durchgeführt. Dabei sind unterschiedliche Filtertypen aus Kunststoff erstmals auf ihre generelle Tauglichkeit für oberflächennahe geothermische Brunnenanlagen überprüft worden. Ziel der Studie ist es, ingenieurtechnische Empfehlungen für den Brunnenausbau zu geben, um die Lebensdauer und damit die Rentabilität von geothermischen Brunnenanlagen zu steigern. Die gewonnenen Erkenntnisse sollen dazu dienen, ein benutzerfreundliches System zu entwickeln. Da die Nutzer geothermischer Brunnen in der Regel keine Fachexperten sind, ist geringer Wartungsaufwand der Anlage essentiell.

1.3. Vorgehensweise

Schwerpunkt der Untersuchungen war die strukturelle, hydraulische und mechanische Charakterisierung von porösen, hochdichten Polyethylen-Filterelementen (PE-HD). Neben den technischen Anforderungen an Brunnen und Filter standen vor allem die Alterungsprozesse des Brunnens im Vordergrund, die durch Temperaturunterschiede im Heiz- und Kühlbetrieb auftreten.

Folgende Methoden wurden für die Untersuchungen der jeweiligen Eigenschaften verwendet:

Strukturelle Eigenschaften (Kap. 5.1): Die interne Struktur der Filterelemente wurde mittels Gaspyknometrie, Mikro-Röntgen-Computer-Tomographie (μ XCT) und Rasterelektronenmikroskop mit energiedispersiver Röntgenmikroanalyse (ESEM-EDX) untersucht.

Mechanische Eigenschaften (Kap. 5.2): Druck-, Zug- und Kollapsversuche fanden unter realistischen geothermischen Betriebsbedingungen statt, um das Materialverhalten und damit die Festigkeit unter erhöhter Temperaturbelastung zu untersuchen.

Hydraulische Eigenschaften (Kap. 5.3): Durchlässigkeitsversuche wurden unter realistischen geothermischen Betriebsbedingungen durchgeführt, um das Materialverhalten und damit die

Durchlässigkeit unter erhöhter Temperaturbelastung und variierender Mineralisierung des Fluids zu analysieren.

Alterationsverhalten (Kap. 5.4, 5.5 und 5.6): Die Filterelemente wurde in einem eigens für das Forschungsprojekt errichteten Testfeld anhand von Pumpversuchen und hydrochemischen Untersuchungen der Wässer analysiert. Im Labor wurden verschieden mineralisierte Wässer verwendet, um unter Extrembedingungen das Alterationsverhalten der einzelnen Filterelemente zu bestimmen. Mittels ESEM-EDX wurde eine qualitative und quantitative Untersuchung von Ablagerungen im Feinstpartikelbereich durchgeführt. Zur Analyse von Alterationserscheinungen kamen auch Röntgendiffraktometrie und Röntgenfluoreszenz-analytik zum Einsatz.

2. Brunnenfilter

Brunnenfilter können anhand ihres Werkstoffs, der Ausbauf orm und strukturellen sowie mechanischen Eigenschaften charakterisiert werden. Für die Anwendung der Grundwasserfiltration resultieren aus diesen Eigenschaften hydraulische Kennwerte wie Permeabilität und Filterdurchlässigkeit. Die Langlebigkeit eines Filtersystems wird durch das Alterationsverhalten aufgrund hydrochemischer und thermophysikalischer Bedingungen beeinflusst. Die in dieser Arbeit relevanten Eigenschaften von Brunnenfiltern sind in diesem Kapitel grundlegend dargestellt.

2.1. Material

Filterrohrsysteme werden generell aus Stahl, Kunststoff und Holz gefertigt (Bieske, 1997). Kunststofffiltersysteme werden heutzutage aus Polyvinylchlorid (PVC), Polyethylen (PE), Polyamid (PA), Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS), und Polypropylen (PP) hergestellt (Sterrett, 2007).

2.1.1. Werkstoffeigenschaften von Polyethylen und Polyvinylchlorid

PE-HD ist ein thermoplastischer Kunststoff, der hydrophob, chemisch hochstabil und nicht toxisch ist. Die Festigkeit Härte und Steifigkeit von PE ist gering. Es besitzt aber ein hohe Dehnbarkeit, Schlagzähigkeit und geringe Gleitreibung. (Turell & Bellare, 2004; Okumbo & Matsumoto, 1982; Bozena, 2013; Hellerich et al., 2010; Edidin & Kurtz, 2000; Ehrenstein, 2011). PE-HD ist ein teilkristallines Polymer. Es ist durch eine Schmelztemperatur T_m von 130 bis 135 °C und eine Glasübergangstemperatur T_g von -110 °C (Tabelle 1) charakterisiert. Sonderformen von PE-HD sind das hochmolekulare (PE-HMW) und ultrahochmolekulare (PE-UHMW) Polyethylen. Sie unterscheiden sich von PE-HD vor allem durch größere Temperaturanwendungsbereiche.

Hart-PVC (PVC-U) ist ein amorpher Thermoplast. Es repräsentiert einen Kunststoff hoher mechanische Festigkeit, Steifheit und Härte sowie hoher chemischer Beständigkeit und ist schlagempfindlich bei Kälte (Domininghaus, 2008). Des Weiteren ist PVC schwer entflammbar und selbstverlöschend. Die thermischen Eigenschaften lassen eine Nutzung von -5 °C bis +70 °C zu (Hellerich et al., 2010).

Generell gleichen die physikalischen und chemischen Eigenschaften von hochdichtem PE denen von harten PVC. Wichtig ist jedoch die unterschiedliche molekulare Struktur der beiden Thermoplaste (Abbildung 3). Das amorphe PVC-U ändert seine physikalischen Eigenschaften sprunghaft oberhalb der Glasübergangstemperatur T_g , wohingegen PE-HD seinen Charakter erst ab der Schmelztemperatur T_m verändert. So kann PVC-U bei Temperaturen unter T_g genutzt werden. PE wird dahingegen im Temperaturbereich T_g bis T_m eingesetzt (Bozena, 2013).

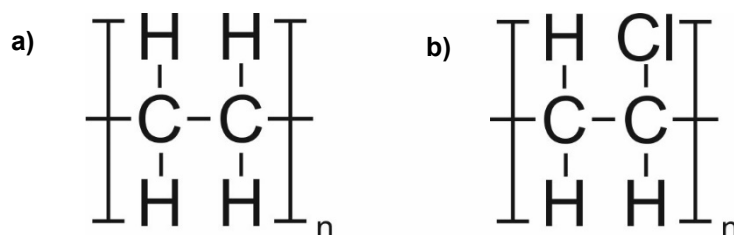


Abbildung 3: Strukturformel von a) Polyethylen b) Polyvinylchlorid

Tabelle 1: Eigenschaften der Werkstoffe PE-HD, PE-UHMW und PVC-U nach Dominginghaus (2008); Abts (2014); Lechner (2005); Eyerer et al. (2008)

Material	Einheit	PE-HD	PE-UHMW	PVC-U
Polymerisationsgrad	[-]	1 800-10 000	70 000-2·10 ⁵	1 000-2 500
Mittlere Molmasse	[g·mol ⁻¹]	50 000-3·10 ⁵	2·10 ⁶ -6·10 ⁶	60 000-1,5·10 ⁵
Dichte	[g·cm ⁻³]	0,94-0,96	0,93-0,94	1,38-1,55
Schmelztemperatur	[°C]	130-135	126-135	-
Glasübergangstemperatur	[°C]	-110	-110	85
Wärmeverform- beständigkeitstemperatur	[°C]	50	50	65-75
Min. Gebrauchstemperatur	[°C]	-50	-50	-5
Max. Gebrauchstemperatur	[°C]	80	100	65-70
Zugfestigkeit	[MPa]	18-25	22	50-75
Reißdehnung	[%]	100-1000	>600	10-50
Zug-E-Modul	[MPa]	700-1400	300	1000-3 500
Linearer Ausdehnungskoeffizient	[10 ⁶ K]	120-200	150-200	70-80
Wärmeleitfähigkeit	[W·(m·K) ⁻¹]	0,38-0,51	0,41	0,14-0,17
Spezifische Wärmekapazität	[kJ·(kg·K) ⁻¹]	2,1-2,7	1,7-1,8	0,85-0,9
Elektr. Oberflächenwiderstand	[Ω]	>10 ¹⁴	>10 ¹⁴	10 ¹³
Elektr. Dielektrizitätszahl (50 Hz)	[-]	2,4	2,4	3,5
Wasseraufnahme	[mg]	<0,5	<0,5	<0,5

2.1.2. Ökonomische und ökologische Bewertung der Kunststoffe PE-HD und PVC

Der Bedarf am Werkstoff PE-HD in Europa lag im Jahr 2013 bei etwa 12,1 % der Kunststoffgesamtproduktion von 57 Mio. t. Die Marktentwicklung der letzten Jahre ist steigend. Der Preis für ein Kilogramm PE-HD variiert zwischen 0,50 und 1,75 €·kg⁻¹ weltweit (PlasticsEurope, 2015). Die ökonomische Gegenüberstellung der Werkstoffe PE-HD und PVC-U belegt, dass beide Kunststoffe der gleichen Preisklasse entsprechen. Ein Kilogramm PVC-U kostet etwa 0,55 bis 1,4 €. Der europäische Bedarf an PVC-U liegt bei 10,4 % des Kunststoffmarktanteils (PlasticsEurope, 2015).

Das Monomer Ethylen ist ungiftig. Folglich ergeben sich für den Verbraucher keine gesundheitlichen Probleme durch Polyethylen. Toxikologisch bedenklich können je nach Einsatz die dem Polyethylen zugesetzten Additive, wie z. B. Weichmacher, sein. Im Vergleich zu beispielsweise PVC ist der Anteil an Additiven in Polyethylen mit durchschnittlich etwa fünf Prozent jedoch gering. Polyethylen ist verglichen mit anderen Kunststoffen ein ökologisch unbedenkliches Material. (Bahadir et al., 2000)

Dahingegen kann das Edukt von PVC (Vinylchlorid) bei Menschen Krebs erzeugen und erbgutverändernd wirken. Auch andere Ausgangsstoffe der PVC-Herstellung sind gesundheitlich bedenklich. Die im PVC enthaltenen Additive wie z.B. Stabilisatoren und Farbstoffe können schwermetallhaltig sein. Es ist möglich, dass diese Schwermetalle in Müllverbrennungsanlagen freigesetzt werden. Außerdem können bei diesem Prozess Chlorwasserstoffe und Dioxine ausgeschieden werden. Daher ist PVC als ein gesundheitlich bedenkliches Material einzustufen. (Bahadir et al., 2000)

2.2. Herstellung von Brunnenfiltern

Die Ausbaumform von Stahlfiltern variiert zwischen Wickeldrahtelementen oder Schlitzbrückenlochung (Bieske, 1997). Kunststofffilter werden meist als Vollrohre hergestellt und anschließend durch Schlitzung oder Lochung zu Filterrohren weiterverarbeitet. Wickeldraht- und Scheibenfiltersysteme sind aus einzelnen Elementen aus PVC, PE, PA, ABS und PP zusammengesetzt. Feinmaschige Gewebefilter bestehen aus hochdichtem Polyethylen-(PE-HD) Basisrohren (Sterrett, 2007). Eine Alternative zu geschlitzten Kunststoffrohren stellen die in dieser Arbeit untersuchten gesinterten, porösen PE- Filter dar. Die Fertigungsprozesse beider Filtertypen sind im Folgenden erläutert.

2.2.1. Sintern

Poröse PE-Körper werden durch einen Sinterprozess hergestellt. Dafür wird das Polymergranulat unter Kompaktionsdruck in eine Form gefüllt. Anschließend wird die Form für eine definierte Sinterzeit bei definierter Sintertemperatur erhitzt. Ein Sintervorgang im Anfangsstadium (in rot) bei bis zu 140 °C ermöglicht eine Porosität von bis zu 30 % entspricht (Abbildung 4). Die Oberfläche der Kunststoffpartikel erwärmt sich und die einzelnen Körner versintern an den Berührungspunkten miteinander. Es kommt zur Ausbildung von Sinterhalsen. Der Raum zwischen den Partikeln formt die Porenräume (Hambir & Jog, 2000). Dieser Prozess wird genutzt, um poröse PE-HD-Brunnenfilter herzustellen. Durch Variation der Granulatkorngröße ist die Porenraumgröße über einen großen Bereich einstellbar (Heidenreich & Walch, 2012). So können makroporöse Filter (Porenräume größer 50 nm Durchmesser) hergestellt werden. Die gefertigten Filteraußendurchmesser von 30 bis 355 mm resultieren in Wandstärken von 5 bis 50 mm. Die Baulänge variiert zwischen 1 und 2 m.

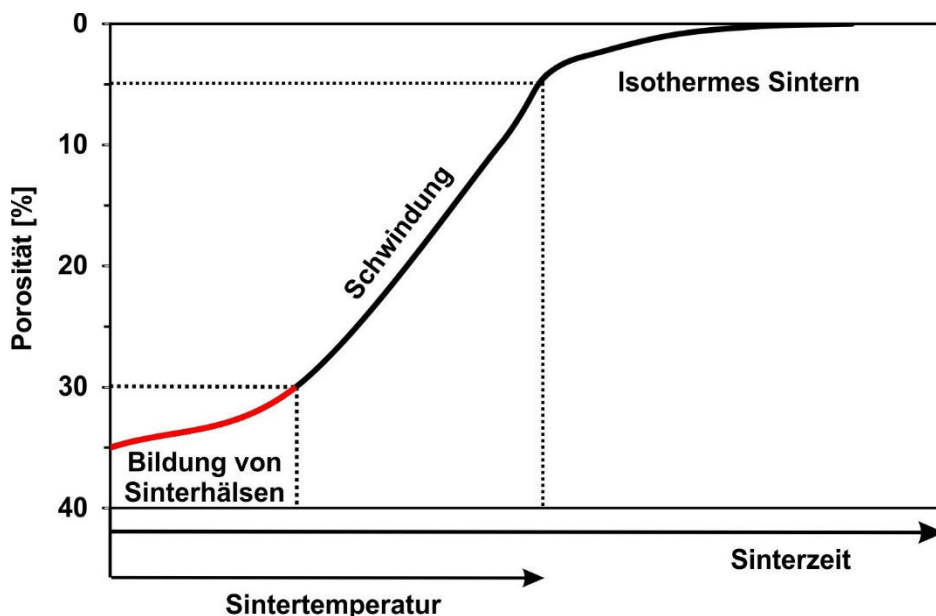


Abbildung 4: Schematischer Verlauf eines Sinterungsprozesses in Abhängigkeit der Sinterzeit und Sintertemperatur. In Rot dargestellt: Sinteranfangsstadium mit Bildung von Sinterhalsen [verändert nach Salmang & Scholze (2007)]

Der Sinterprozess wird mit dem Zweiteilchen-Modell beschrieben (Hornbogen & Warlimont, 2006). Angenommen werden zwei ideal kugelförmige Teilchen identischer Größe (Abbildung 5). Der Sintervorgang als Funktion der Sinterzeit t wird mathematisch über das Verhältnis des sich bildenden Sinterhalsradius x zum Radius der Teilchen R_i zusammengefasst:

$$\left(\frac{x}{R_i}\right)^n = C \frac{t}{R_i^m} \quad \text{Gleichung 1}$$

wobei C ein Diffusionskoeffizient ist. Die Exponenten m und n sind charakteristisch für den jeweiligen Transportprozess.

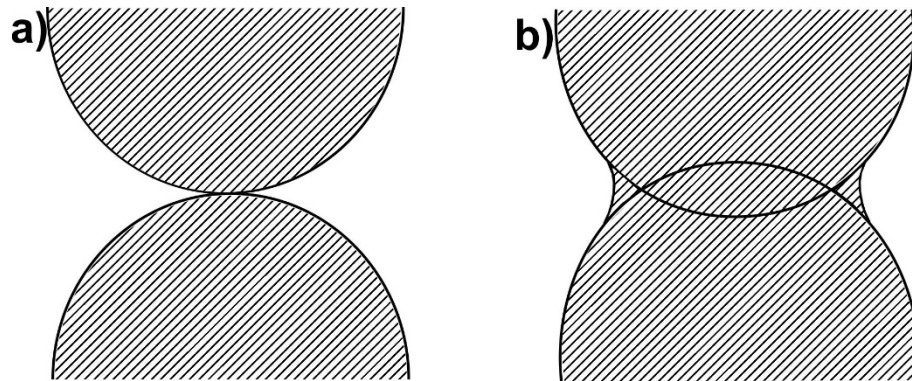


Abbildung 5: Zweidimensionaler Schnitt des Sintervorgangs im Anfangsstadium mit Sinterhalsbildung. a) Anfängliche kubisch flächenzentrierte Kugelpackung des Granulats. b) Versinterung des Granulats im Anfangsstadium mit Sinterhalsbildung an den Kontaktflächen [verändert nach Hornbogen & Warlimont (2006)]

Die Teilchenmitte verschiebt sich um den Betrag h . Diese Verschiebung ist abhängig vom Sinterhalsradius x und dem Teilchenradius R_i .

$$h = \frac{x^2}{4R_i} \quad \text{Gleichung 2}$$

Wird nun Gleichung 2 in Gleichung 1 eingesetzt, ergibt sich:

$$\left(\frac{h}{R_i}\right)^{\frac{n}{2}} = C \frac{t}{2^n R_i^m} \quad \text{Gleichung 3}$$

Die Prozesse, die einen Materialfluss aus dem Innern des Teilchens in den außenliegenden Teil des Sinterhalses ermöglichen, werden nach Hornbogen & Warlimont (2006) wie folgt gegliedert:

1. Viskoses Fließen: Die aus der Oberflächenenergie resultierenden Kapillarkräfte führen zum Druck der Teilchen gegeneinander. Unter dieser Wirkung fließt Materie aus dem Kontaktbereich heraus, wobei die dynamische Viskosität η die Geschwindigkeit bestimmt. Diese Viskosität ist durch den Diffusionskoeffizienten D nach Stokes charakterisiert. Vereinfacht führt viskosen Fließen zu Sinterprozessen mit Sinterhalsradiusbildungen x^2 proportional zur Sinterzeit t .

2. Korngrenzendiffusion: Die Korngrenze, die an der Kontaktstelle gebildet wird, stellt einen Diffusionspfad mit hohen Diffusionskoeffizienten dar, da der mittlere

Korngrenzendiffusionskoeffizient D_{KG} erheblich höher ist als der Diffusionskoeffizient D für viskoses Fließen und die Korngrenze etwa in Richtung des erforderlichen Materietransports verläuft. Dieser Mechanismus entspricht Sinterhalsradiusbildungen x^6 proportional zur Sinterzeit t .

3. Oberflächendiffusion: Der veränderte Radius zwischen der Partikeloberfläche und der Krümmung des Sinterhalses führt zu einer Differenz des chemischen Potentials. Dadurch kommt es zu Materietransport entlang der Oberflächen von den schwächer gekrümmten Oberflächen zum Sinterhals, wie es in Abbildung 5 schematisch dargestellt ist. Dieser Vorgang kann mit Sinterhalsradiusbildungen x^7 proportional zur Sinterzeit t beschrieben werden.

Untersuchungen an Partikelanordnungen, die das Modell annähernd abbilden, zeigen, dass Viskoses Fließen und Oberflächendiffusion als maßgebende Vorgänge im Frühstadium des Sinterns hervorgehen.

Bei druckfreien Sintern basieren die Sinterprozesse vor allem auf Adhäsion und Diffusion. Die Kontaktflächen der Teilchen bilden sich zu Korn- oder Phasengrenzen aus. Diese Korngrenzen charakterisieren die Porenräume. Die Poren werden geformt mit dem Bestreben, die Grenzflächenenergie zu verringern. (Hornbogen & Warlimont, 2006)

In Tabelle 2 werden die Herstellungseigenschaften der untersuchten porösen PE-Filterelementtypen zusammengefasst. Sie variieren in Partikelgröße bzw. Porenraumgröße sowie Partikeldichte und Molekulargewicht des verwendeten Kunststoffs.

Tabelle 2: Herstellungseigenschaften der untersuchten porösen PE-HD -Filterelemente

Partikel- durch- messer	Porendurch- messer	Wandstärke	Außendurchmesser	Partikel- dichte	Molekular- gewicht	Werkstoff
[μm]	[μm]	[mm]	[mm]	[$\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$]	[$\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$]	
205	20	5/7/12.5	30/50/125	0,925	$8\cdot 10^6$	PE- UHMW
330	40	5/7/7,5/12,5/15	30/50/75/125/ 180	0,938	$5\cdot 10^6$	PE- UHMW
k.A.	80	7,5/12,5/15	75/125/180	0,938	$5\cdot 10^6$	PE- UHMW
900	200	7,5/12,5/15/50	75/125/180/ 355	0,954	$4\cdot 10^5$	PE-HD
3000	500	7,5/12,5/15	75/125/180	0,935	$1\cdot 10^6$	PE-HMW

2.2.2. Schlitzung

Geschlitzte PVC-Filter werden durch Strangextrusion des Polymers zu Vollrohren gefertigt. Anschließend werden Schlitz quer oder längs zur Rohrachse in die Rohre hineingesägt (Bieske, 1997). Die Schlitzweiten variieren von 0,2 bis 3 mm. Wandstärken der Filterrohre reichen je

nach Filterdurchmesser von 3,5 bis 19,5 mm. Die gefertigten Filter haben Baulängen von 1, 2, 3 oder 4 m. Die Herstellungseigenschaften der untersuchten PVC-Filtertypen sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Tabelle 3: Herstellungseigenschaften der untersuchten geschlitzten PVC-U - Filterelemente

Schlitzweite	Wandstärke	Außen- durchmesser	Reindichte	Werkstoff
[mm]	[mm]	[mm]	[g·cm ⁻³]	
0,3	13	113	1,4	PVC-U
0,5	13	113	1,4	PVC-U
0,75	13	113	1,4	PVC-U

2.3. Strukturelle Eigenschaften

Geschlitzte und poröse Filter unterscheiden sich grundlegend in ihrem strukturellen Aufbau. Schematisch sind die beiden Filtertypen und die Fließpfade des Wasser durch den Filter in Abbildung 6 skizziert. Der andersartige Aufbau der Filtertypen resultiert in variierender struktureller Beschaffenheit.

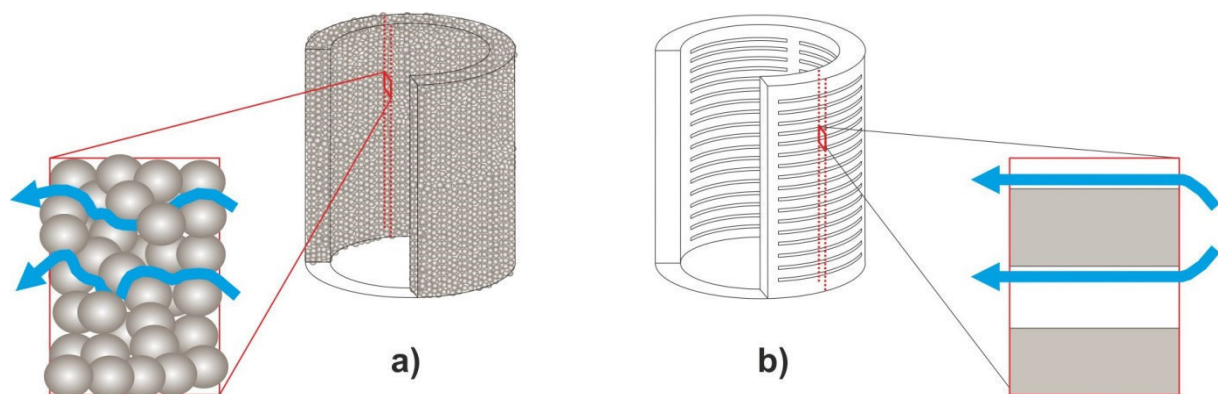


Abbildung 6: Schematische Darstellung des Transportmodells von Wasser a) im porösen b) im geschlitzten Filterelement

2.3.1. Porenradius

Die Struktur der makroporösen PE-Filter hängt primär von den Polymergranulatkörnern ab. Es kann angenommen werden, dass die Geometrie der PE-HD-Partikel sphärisch ist (Zhang et al., 2012). Unter idealen Bedingungen versintern die Partikel punktuell. Folglich repräsentiert die kubisch flächenzentrierte (kfz) Kristallstruktur die Anordnung der Polymerkörner am besten. Da die Korngröße des Kunststoffs aber nicht homogen ist und die Partikel nicht vollständig sphärisch sind, kann die Raumordnung in den porösen Filterelementen als annähernd flächenzentriert beschrieben werden (Salmang & Scholze, 2007; Hornbogen & Warlimont, 2006). Der Porenradius r im kfz System ist durch den Raum zwischen drei Partikeln mit Radius R_i bestimmt (Abbildung 7a):

$$r = 0,155 \cdot R_i$$

Gleichung 4

Abbildung 7b) zeigt ein Modell der Granulatkörner mit flächenhafter Versinterung. Es wird deutlich, dass in dieser Darstellung der Radius des Porenraumes r kleiner ist als in dem Modell mit punktueller Versinterung (Abbildung 7a). Der Porenradius r bei flächenhafter Versinterung kann mit Gleichung 5 bestimmt werden. Es ist hierbei zu berücksichtigen, dass die dargestellte Veränderung des Partikelradius $\Delta R = R_i - R$ durch den Sintervorgang wesentlich geringer als der ursprüngliche Partikelradius R_i ist. Auch die entstandene Versinterungsfläche $2x$ ist im Vergleich zu R vernachlässigbar. Folglich kann der geschaffene Porenradius r unter Annahme der punktuellen Idealbedingungen nach Gleichung 4 befriedigend berechnet werden (Zhang et al., 2012).

$$r = \frac{\sqrt{3}}{3} \left(2R_i - \frac{(2x)^2}{2R} \right) - R$$

Gleichung 5

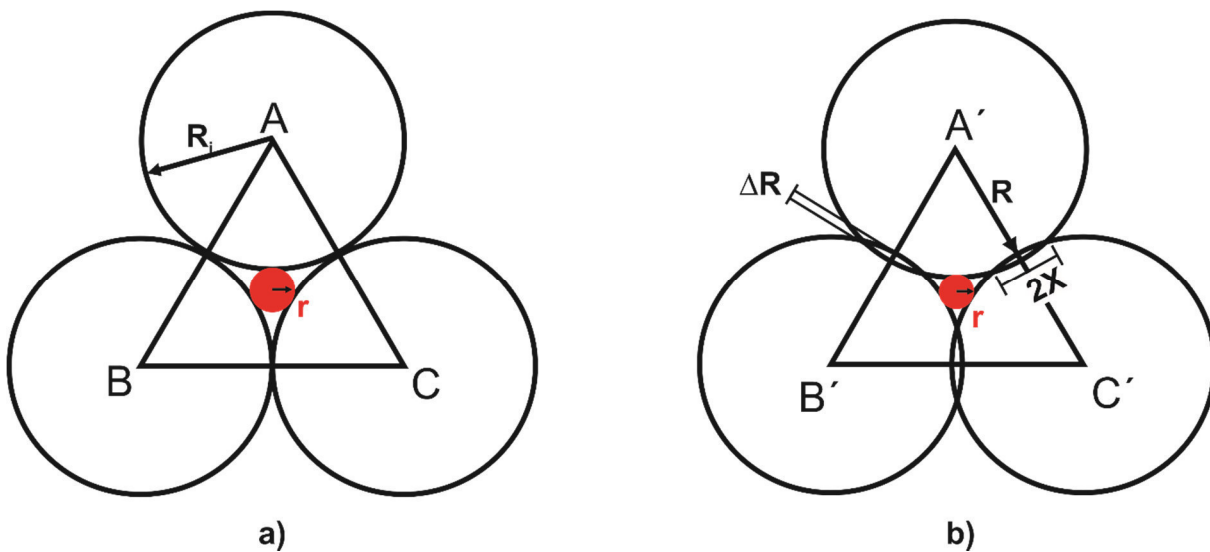


Abbildung 7a) Schematische Darstellung der Packungsdichte im kubisch flächenzentrierten System. Die kubischen Partikel berühren sich an den Kontaktpunkten. **b)** Schematische Darstellung der tatsächlichen Packungsdichte bei gesinterten kubischen Materialien. Die Partikel verschweißen an Kontaktflächen mit Länge $2x$ und Breite y [verändert nach Zhang et al. (2012)]

2.3.2. Offene Filterfläche

Basierend auf dem Kontinuitätsgesetz (Gleichung 6) kann die offene Filterfläche A_F durch die Filtereintrittsgeschwindigkeit v und den Durchfluss Q beschrieben werden (Treskatis et al., 1998). Je nach Filtertyp und Öffnungsweite des Filters variiert diese freie Eintrittsfläche.

$$A_F = \frac{Q}{v}$$

Gleichung 6

Die minimale offene Filterfläche ist gegeben über die maximal zulässige Filtereintrittsfließgeschwindigkeit v_{krit} . Diese wird entweder nach Smith (1963) mit $0,03 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ festgelegt. Der hier gewählte Grenzwert basiert auf der Annahme, dass Wasser mit Fließgeschwindigkeiten kleiner $0,03 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ maximal Schluff- und Tonpartikel transportiert. Die

Filtereintrittsfließgeschwindigkeit kann auch nach Sichardt (1928) anhand des Durchlässigkeitsbeiwertes des Aquifers k_f abgeschätzt werden (Gleichung 7).

$$v_{\text{krit}} = \frac{\sqrt{k_f}}{15} \quad \text{Gleichung 7}$$

Die mittlere offene Filterfläche der porösen PE-Filter kann mithilfe der Packungsdichte im kubisch flächenzentrierten System abgeschätzt werden (Abbildung 8).

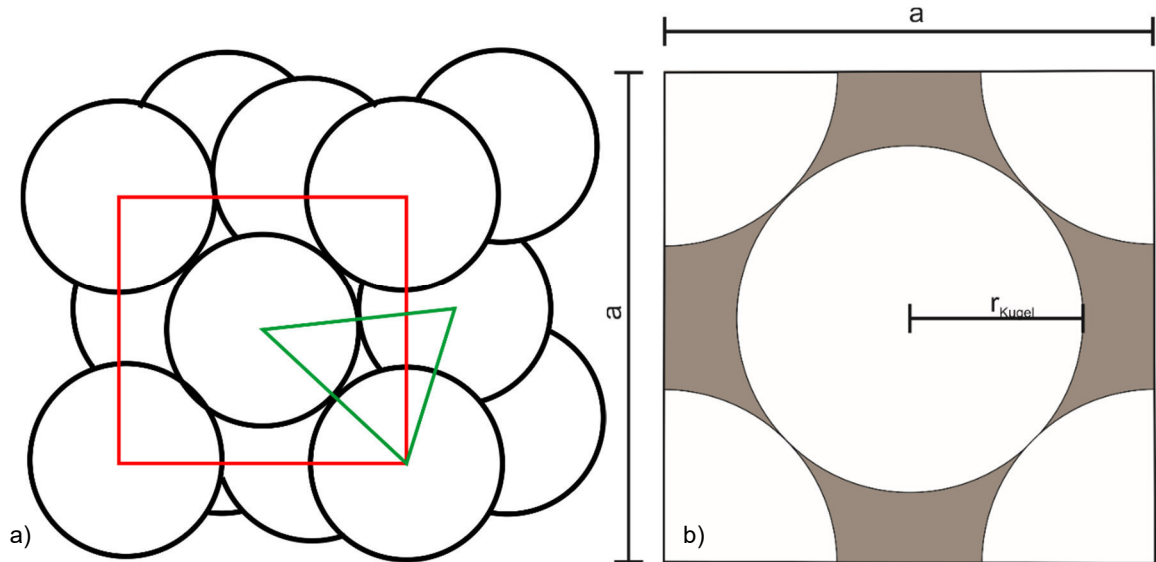


Abbildung 8: a) Dreidimensionale Darstellung der kubisch flächenzentrierten Raumordnung mit Hilfslinien zur Abschätzung des Porenradius in Grün (Abb. 7) und der Porosität in Rot (Abb. 8b) b) Zweidimensionale Darstellung der offenen Filterfläche (grau) in porösen Filterelementen basierend auf der Raumanordnung im kubisch flächenzentrierten System

Das Verhältnis der Fläche des Polyethylens A_{PE} zur Gesamtfläche A_{Ges} kann anhand des Partikelradius r_{Kugel} und der Kantenlänge a bestimmt werden. Mit $r_{\text{Kugel}} = \frac{a\sqrt{2}}{4}$ ergibt sich ein Feststoffanteil von 79 % (Gleichung 8).

$$\frac{A_{\text{PE}}}{A_{\text{Ges}}} = \frac{2\pi r_{\text{Kugel}}^2}{a^2} = 0,7925 \quad \text{Gleichung 8}$$

Folglich entspricht die relative offene Filterfläche $A_{\text{F, rel}}$ eines porösen Filters in Anlehnung an die Struktur im kubisch flächenzentrierten System etwa 21 %. Die absolute offene Filterfläche A_{F} von porösen Filterelementen ist nur von der betrachteten Fläche a^2 (Abbildung 8) abhängig (Gleichung 9).

$$A_{\text{F}} = A_{\text{Ges}} - A_{\text{PE}} = a^2 - \frac{\pi a^2}{4} = a^2 \left(1 - \frac{\pi}{4}\right) \quad \text{Gleichung 9}$$

Die offene Filterfläche der Schlitzfilter ist gegeben durch die Schlitzlänge s_l , Schlitzweite s_w , Anzahl der Schlitze pro Meter n_s und Filteraußenradius r_A und Filterhöhe h (Sterrett, 2007).

$$A_F = \frac{n_s \cdot s_l \cdot s_w \cdot h}{2\pi r_A \cdot h} \quad \text{Gleichung 10}$$

2.3.3. Porosität

Der Aufbau der Schlitzfilter ist über Filterradius, Filterlänge und Wandstärke charakterisiert. Die Filterschlitze entsprechen den Hohlräumen des Systems. Die Länge, Weite und Anzahl der Schlitze bestimmt das Filterschlitzvolumen V_{schlitz} . Die Porosität n der geschlitzten Filter kann über das Verhältnis des Filterschlitzvolumens zum Filtergesamtvolumen V_{Filter} bestimmt werden (Gleichung 11).

$$n = \frac{V_{\text{schlitz}}}{V_{\text{Filter}}} \quad \text{Gleichung 11}$$

Analog dazu wird die Porosität der porösen PE-Filterelemente anhand des Porenvolumens V_{Poren} definiert (Gleichung 12).

$$n = \frac{V_{\text{Poren}}}{V_{\text{Filter}}} \quad \text{Gleichung 12}$$

Es müssen beim porösen Filter zwei Arten von Porosität unterschieden werden. Die offene Porosität, auch bekannt als vernetzte oder effektive Porosität, beschreibt den Anteil an Poren, die miteinander verbunden sind. Die geschlossene Porosität hingegen entspricht dem Verhältnis aus leerem, isoliertem Porenvolumen im Filter zum Gesamtvolumen des Filters. Beide Porositäten ergeben gemeinsam die Gesamtporosität n . Für einen Brunnen ist die effektive Porosität n_{eff} , also die hydraulisch wirksame Porosität, maßgeblich. Die Vernetzung der Porenräume hängt vom Grad der Porosität und der Porenverteilung ab. (Hölting & Coldewey, 2012)

2.3.4. Tortuosität

Der geometrische Faktor Tortuosität T beschreibt das Verhältnis aus theoretisch kürzester Wegstrecke eines Wasserpartikels L_K zur tatsächlichen Wegstrecke L_B . Folglich unterscheiden sich geschlitzte und poröse Brunnenfilter nicht nur in der Art offenen Fläche, sondern auch durch die Tortuosität T (Abbildung 6). Die Tortuosität, die die Gewundenheit der Transportwege in porösen Medien beschreibt, wird nach Bear (1972) wie folgt zusammengefasst:

$$T = \frac{L_K}{L_B} \quad \text{Gleichung 13}$$

So entspricht nach Gleichung 13 die Tortuosität eines Schlitzfilters einem Wert von 1. Für den porösen Filter ist der geometrische Faktor nach Bear aber kleiner 1.

Die Tortuosität von porösen Medien kann nach der Brudgemanngleichung (Liu et al., 1996) auch über die Porosität n abgeschätzt werden (Gleichung 14). Da die Porosität eines porösen Mediums immer kleiner eins ist, folgt $T < 1$ für die porösen Brunnenfilter.

$$T = \sqrt{n} \quad \text{Gleichung 14}$$

2.4. Mechanische Eigenschaften

Brunnenfilter sind unterschiedlichen mechanischen Beanspruchungen während der Installation und des Betriebs ausgesetzt. Es kommt vor allem beim Einbau der Filterrohre zu vertikaler Druck- und Zugbelastung. Während der Brunnenentwicklung und des Brunnenbetriebs belasten radiale Kräfte das Filterrohr horizontal zur Rohrachse (Nold, 1989). Aufgrund der wirkenden Kräfte während Installation und Betrieb des Brunnens, müssen die mechanischen Eigenschaften des Filtersystems bei der Planung des Brunnens berücksichtigt werden. Die Druck-, Zug- und Kollapsfestigkeit des Filtersystems hängt vom Filtermaterial, dem Filterdurchmesser, Filterwandstärke sowie der Schlitz- oder Porenkonfiguration des Systems ab (DVGW, 2005). Neben den mechanischen Eigenschaften eines Filtersystems ist aber auch die hydraulische Funktion mit einer möglichst großen offenen Filterfläche von Bedeutung. Diese beiden Parameter sind miteinander optimal zu bemessen (Sterrett, 2007).

2.4.1. Belastungen parallel zur Rohrachse

Druck- und Zugbelastungen parallel zur Rohrachse sind beim Einbau des Filterrohrstranges auf die Gravitation zurückzuführen (Sterrett, 2007). Die Belastung setzt sich aus Filterrohrgewicht abzüglich des entstehenden Auftriebes im Wasser zusammen. Die Tragfähigkeit des Filterrohrs p_{Zug} oder p_{Druck} wird über die Filterquerschnittsfläche A_{QF} und die Festigkeit des Filterrohrs σ_{Zug} oder σ_{Druck} bestimmt (Gleichung 15). Für die sichere Installation darf die axiale Belastung maximal der Tragfähigkeit des Systems entsprechen, um Beschädigungen zu verhindern (DVGW, 2005). Bei erhöhter Druckbelastung kann der Filter während der Installation folglich ausknicken oder einbeulen (Nold, 1989). Bei eingebauten Filterrohren tritt keine Zugbelastung mehr auf. Vertikaler Druck aufgrund des Eigengewichtes führt nach Installation des Filterrohrstrangs lediglich zu reiner Druckbelastung. Ausknicken oder Einbeulen des Filters wird durch die allseitige Einbettung im Filterkies unterbunden.

$$p_{\text{Zug}} \text{ bzw. } p_{\text{Druck}} = \sigma \cdot A_{\text{QF}} \quad \text{Gleichung 15}$$

Wenn die Druck- bzw. Zugfestigkeit σ des Filterrohrs bekannt ist, kann die maximale Einbaulänge $l_{\text{F,max}}$ des Filterstrangs aufgrund der wirkenden Gewichtskraft mit der Rohdichte des Filters ρ_{F} abgeschätzt werden:

$$l_{\text{F,max}} = \frac{\sigma}{g \cdot \rho_{\text{F}}} \quad \text{Gleichung 16}$$

2.4.2. Belastungen radial zur Rohrachse

Radiale Kräfte wirken einerseits bei der Errichtung des Brunnens. Sie sind z. B. erhöht, wenn die Bohrlochwand, die den Brunnenfilter umgibt, kollabiert oder quellende Tone anstehen. Auch bei der Ringraumbefüllung zwischen Bohrlochwand und Filter kommt es zu Reibungswiderständen zwischen dem Filterkies und Filteroberfläche, die erst nach Abschluss der Entwicklung, wenn der Filterkies konsolidiert ist, abnehmen. (Sterrett, 2007)

Die radiale Druckbelastung p_{radial} setzt sich aus der Differenz von Außendruck $p_{außen}$ und von innen wirkendem Druck p_{innen} zusammen (Gleichung 17). Diese Belastung ist während des Einbaus zeitlich instationär. So verändert sich der Druck von außen auf den Filter stetig, da die Dichte des Spülungs-Filterkiesgemisches im Ringraum mit Verfüllen des Hohlraums ansteigt. Außerdem variiert zeitgleich das Verhältnis aus Einbautiefe des Vollwandrohres h_{Rohr} zum Wasser- bzw. Spülungsspiegel $h_{Spülung}$ im Bohrloch. Nach Abschluss des Ringraumverfüllens setzt sich die radiale Belastung auf den Filter aus dem hydrostatischen Außendruck, charakterisiert durch die Dichte von Filterkies $\rho_{Schütt}$ und Spülung $\rho_{Spülung}$, abzüglich dem hydrostatischen Innendruck, bestimmt durch die Dichte der Spülung $\rho_{Spülung}$ im Filterinnenraum, zusammen. (DVGW, 2005)

$$\begin{aligned} P_{radial} &= P_{außen} - P_{innen} && \text{Gleichung 17} \\ &= [\rho_{Schütt} \cdot h_{stat} \cdot g + (\rho_{Schütt} + \rho_{Spülung} \cdot n) \cdot (h_{Rohr} - h_{stat}) \cdot g] \\ &\quad - [\rho_{Spülung} \cdot (h_{Rohr} - h_{stat}) \cdot g] \end{aligned}$$

Die maximale Einbautiefe der Brunnenfilter wird also aufgrund des hydrostatischen Drucks nicht nur über Zug- und Druckfestigkeit der Filterrohre, sondern über die Außendruckfestigkeit der Vollwandrohre festgelegt (DVGW, 2005).

Im Brunnenbetrieb kann es aufgrund von erhöhten Fließwiderständen zu erhöhter radialer Belastung kommen. Dies führt zu großen Unterschieden zwischen Wasserspiegel oder Druckhöhe innerhalb und außerhalb des Brunnenfilters (Nold, 1989). Vor allem die Radialkräfte zwischen Filterkiespackung und Filterelement sind bisher nicht detailliert vorherzusagen, da zahlreiche statische und dynamische Variablen interagieren: Kornform und -größe, Dicke der Filterkiespackung, Reibungskoeffizienten zwischen Bohrloch und Filterkiespackung sowie zwischen Filterkiespackung und Filterelement, Länge der Filterkiespackung, Rauigkeit der Filteroberfläche, Frequenz und Grad der Filterkiesverdichtung aufgrund der Brunnenentwicklung sowie Auftriebskräfte (Sterrett, 2007).

Im Brunnenbetrieb wirken annähernd stationäre radiale Kräfte auf den Filter (DVGW, 2005). Zu nennen ist der geologisch bedingte Bodendruck. Dieser wirkt bei einem runden Bohrloch zylindrisch. So kann verglichen zu einer ebenen Fläche nur ein Teil des Bodendrucks auf den Brunnenfilter übertragen werden (Nold, 1989). Diese besonderen Außendruckbelastungen lassen sich nach der Silodrucktheorie beschreiben (Bieske, 1998) und sind geringfügig verglichen mit einer planaren Bodendruckbelastung. Der Bodendruck p_B nach Silodrucktheorie wird durch den Filterdurchmesser d , die Bodenwichte γ , den Reibungswinkel des Bodens φ , den Reibungswinkel zwischen Filter und Boden φ' und die Tiefe ab Geländeoberkante z definiert.

$$p_B = \frac{d \cdot \gamma}{4k} \operatorname{tg}^2(45 - \varphi/2) \cdot \left(1 - e^{-\frac{4k}{d}z}\right)$$

Gleichung 18

$$\text{Mit } k = \operatorname{tg}(\varphi') \operatorname{tg}^2(45 - \varphi/2)$$

Die tatsächlich auftretende radiale Belastung p_{radial} muss der radialen Außendruckfestigkeit $\sigma_{\text{Außen}}$ immer unterliegen, so dass das Brunnsensystem nicht beschädigt wird. Der kritische Beuldruck $p_{\text{Beul,krit}}$, also der Kollapsdruck, von dünnwandigen Rohren bei gleichmäßiger Belastung wird vereinfacht berechnet nach AD (2006):

$$p_{\text{Beul,krit}} = \left(\frac{E}{4(1 - \nu^2)} \right) \cdot \left(\frac{r_A - r_I}{\left(\frac{r_A + r_I}{2} \right)} \right)^3$$

Gleichung 19

Wobei E der Elastizitätsmodul, ν die Querdehnungszahl, r_A der Rohraußenradius und r_I der Rohrrinnenradius ist. Der zulässige Außendruck $p_{\text{Beul,zul}}$ wird durch eine Sicherheit beaufschlagt und entspricht folglich einem Drittel des kritischen Beuldrucks.

2.4.3. Thermomechanisches Verhalten von PE und PVC

Für die Anwendung im geothermischen Brunnenbau ist zu beachten, dass die Festigkeit eine temperaturabhängige Größe ist. Für diese technische Anwendung ist es daher wichtig zu wissen, in welchem Temperaturbereich die Brunnenfilter aus mechanischen Gründen eingesetzt werden können. In Abbildung 9 sind exemplarisch die E-Moduln von PVC-U und PE im Temperaturbereich von 0 bis 100 °C visualisiert. Diese Abbildung verdeutlicht die exponentielle Reduktion der mechanischen Eigenschaften von PVC über 60 °C. Die Abnahme der mechanischen Eigenschaften von PE von 0 bis 130 °C verhält sich dahingegen annähernd linear (Ehrenstein, 2011).

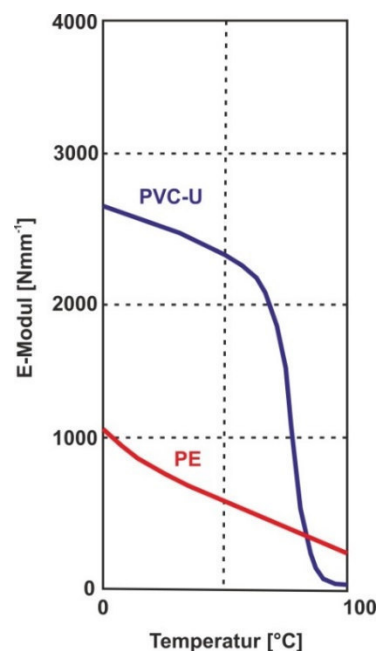


Abbildung 9: E-Modulkurven von PVC-U und PE im Temperaturbereich 0 bis 100°C [verändert nach Ehrenstein (2011)]

Neben der Festigkeit ist auch das Deformationsverhalten der thermoplastischen Körper temperaturabhängig. Wenn die Temperatur zwischen Schmelz- T_m und Glasübergangstemperatur T_g liegt, zeigen teilkristalline Polymere, wie z.B. PE, duktile bis semiduktile Deformation (Michler, 1992). Bei Temperaturen kleiner T_g entstehen typische Risse als Form des Bruchverhaltens. Nur im ebenen Verformungszustand unter mittleren Temperaturbedingungen ($T_m > T > T_g$) können auch bei teilkristallinen Polymeren Risse entstehen (Abbildung 10).

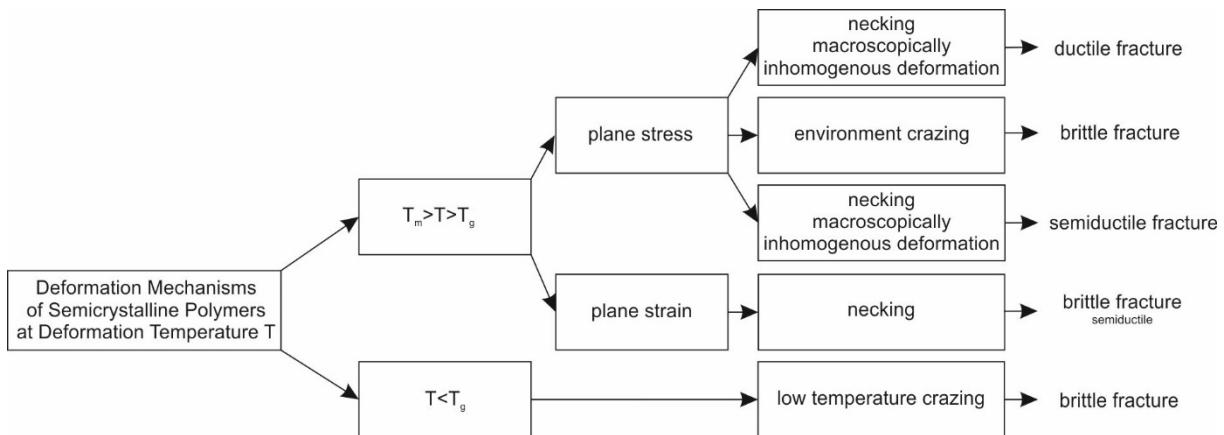


Abbildung 10: Deformationsverhalten von teilkristallinen Polymeren in Abhängigkeit der Deformationstemperatur [verändert nach Michler (1992)]

2.4.4. Mechanisches Verhalten poröser Festkörper

Generell gilt für poröse Materialien: Die Festigkeit wird mit steigender Porosität und Porengröße verringert (Brovarone et al., 2006). Diese Beziehung zwischen Festigkeit und Porosität ist für poröse Platten aus PE-UHMW durch Pal et al. (2008) belegt. Zhang et al. (2012) zeigten, dass die mechanischen Eigenschaften von gesinterten mikroporösen Filtern auch vom Molekulargewicht des Polyethylens abhängt. Außerdem wurde in dieser Studie bewiesen, dass Partikelgröße und folglich Porengröße die Festigkeit des Filters beeinflusst.

Verschiedene empirische Modelle sind entwickelt worden, um die Beziehung von Festigkeit und Porosität in Konstruktionswerkstoffen abzubilden (Schillers Modell (1971) bezieht die theoretische Porosität n_0 des Materials mit ein, bei der die Festigkeit des Materials gleich null ist. Weitere Parameter in den aufgeführten Modellen sind der mittlere Porendurchmesser rm (Kumar & Bhattacharjee, 2003) und die Durchflussporosität nc nach Chen et al. (2013).

Tabelle 4). Die Reduktion der Festigkeit aufgrund von porösen Strukturen keramischer Werkstoffe wird von Duckworth (1953) beschrieben (Gleichung 20). Demnach hängt die Festigkeit eines porösen Mediums σ_n von der Festigkeit des dichten Materials σ_0 , einer Werkstoffkonstante b ($3 \geq b \geq 9$) und der Porosität des Materials n ab.

$$\sigma_n = \sigma_0 \cdot \exp(-b \cdot n) \quad \text{Gleichung 20}$$

Schillers Modell (1971) bezieht die theoretische Porosität n_0 des Materials mit ein, bei der die Festigkeit des Materials gleich null ist. Weitere Parameter in den aufgeführten Modellen sind

der mittlere Porendurchmesser r_m (Kumar & Bhattacharjee, 2003) und die Durchflussporosität n_c nach Chen et al. (2013).

Tabelle 4: Festigkeit-Porositätsmodelle für poröse Konstruktionswerkstoffe

Modell	Gleichung	Parameter
Balshin (1949)	$\sigma = \sigma_0(1 - n)^k$	σ_0, k
Duckworth (1953)	$\sigma = \sigma_0 \cdot e^{-b \cdot n}$	σ_0, b
Hasselman (1969)	$\sigma = \sigma_0 - k \cdot n$	σ_0, k
Schiller (1971)	$\sigma = k \cdot \ln\left(\frac{n_0}{n}\right)$	n_0, k
Kumar & Bhattacharjee (2003)	$\sigma = k \frac{(1 - n)}{\sqrt{r_m}}$	r_m, k
Chen et al. (2013)	$\sigma = \sigma_0 \left[\left(\frac{n_c - n}{n_c} \right)^{1,85} \cdot \left(1 - n^{2/3} \right) \right]^{1/2}$	σ_0, n_c

2.5. Hydraulische Eigenschaften

Zur Analyse der hydraulischen Eigenschaften von porösen Brunnenfiltern für den Einsatz im geothermischen Brunnenbau wird das zu untersuchende System einem porösen Medium, welches von einem Fluid durchströmt wird, gleichgesetzt. Bei der Strömung im gesättigten porösen Medium sind die Eigenschaften des porösen Körpers und des strömenden Fluids zu berücksichtigen. Es ist auch zu beachten, dass in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit des Fluids, unterschiedliche Strömungsregime herrschen können.

2.5.1. Durchströmung von porösen Medien

Die strukturellen und hydraulischen Eigenschaften des porösen Mediums werden von der räumlichen Anordnung und der Größe und Form der Körner bestimmt (Kap. 2.3). Das Porenraumvolumen, welches durch die Anordnung der Körner in einer Matrix mit variierender Lagerungsdichte entsteht, wird durch Porenraummodelle zusammengefasst. Hayes et al. (1995) teilen verschiedene Porenraummodelle in vier Klassen ein (Tabelle 5). Das Kapillarmodell wird am häufigsten angewandt. Hier werden die Porenräume der Matrix als Sammlung paralleler oder gewundener Porenkapillaren aufgefasst (Blake, 1922; Kozeny, 1927; Carman, 1937; Bear, 1972; Trussell & Chang, 1999; Chapuis & Aubertin, 2003).

Tabelle 5: Klassifizierung der Porenraummodelle nach Hayes et al. (1995)

Modell- typ	Empirisch	Geometrisch	Geometrisch	Statistisch
Modell- basis	Experimentelle Analysen (Darcyversuch)	Mikrostruktur des Porenraums als Kapillare	Umströmte Einzelelemente mit Strömungs- widerstand	Verzweigung im 3D- Raum (Perkolations- theorie)

Die Permeabilität des porösen Mediums ist abhängig von dem Porenvolumen, der Packungsstruktur, der Lagerungsdichte und der Kornform. Die Permeabilität K ist eine gesteinspezifische Konstante und daher unabhängig von den Fluideigenschaften. Nach dem geometrischen Kapillarmodell kann die Permeabilität in Abhängigkeit des charakteristischen Korndurchmessers d_{char} dargestellt werden. Dieser Korndurchmesser ist hydraulisch repräsentativ für das poröse Medium. Ergänzt wird diese Größe durch den empirischen Koeffizient C_{PM} , der die Tortuosität, Kornform, Anordnung der Körner und Porosität berücksichtigt (Shepherd, 1989).

$$K = C_{PM} \cdot d_{char}^2 \quad \text{Gleichung 21}$$

Die Permeabilität ist eng verknüpft mit dem Durchlässigkeitsbeiwert k_f , der mithilfe des Darcy-Gesetzes (Gleichung 23) beschrieben wird. Dieser wiederum ist ein Maß für den Widerstand, den die Porenräume in Abhängigkeit von Größe und Durchmesser dem durchströmenden Fluid entgegensetzen. Er ist verknüpft mit Dichte φ , dynamischer Viskosität η und Temperatur des Fluids. Die Permeabilität K hingegen ist unabhängig von den Eigenschaften des durchströmenden Fluids. Beide Kenngrößen sind proportional zueinander. (Hölting & Coldewey, 2012)

$$K = k_f \cdot \frac{\eta}{\varphi \cdot g} \quad \text{Gleichung 22}$$

Beim Vergleich des Strömungsmediums Wasser zu anderen Fluiden ist sein relativ hohes Dipolmoment hervorzuheben, wodurch viele Stoffe in Wasser gut löslich sind. Der Dipolcharakter von Wasser ist verantwortlich für die thermophysikalischen Eigenschaften (Balke et al., 2000). Von Bedeutung für den Transport des Grundwassers ist die Viskosität oder innere Reibung, welche auf der intermolekularen Anziehung basiert. Die dynamische Viskosität η und die kinematische Viskosität ν nehmen mit steigender Temperatur ab (Hölting & Coldewey, 2012). Die kinematische Viskosität von Wasser beeinflusst maßgeblich die Strömungsprozesse in porösen Medien.

In Grundwasserkörpern bewegt sich das Fluid im Porensystem bei geringen Geschwindigkeiten wirbelfrei auf parallelen Bahnen aufgrund der inneren Reibung. Im Gegensatz zu dieser laminaren Strömung kommt es im direkten Brunnennahbereich bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten zu einer Verwirbelung der Strombahnen und damit zu einer turbulenten Strömung (Mathias et al., 2008). Hydraulische Widerstände basieren auf der entstehenden Reibung in der Strömung durch die engen tortuosen Fließwege der porösen Matrix. Bei turbulenten Bewegungen strömen die Fluidpartikel nicht auf geordneten parallelen Bahnen, sondern bewegen sich chaotisch auf unregelmäßigen Bahnen durch die Porenräume.

Daraus resultiert ein schnelles und kontinuierlich makroskopisches Vermischen der Fluidpartikel untereinander (Street et al., 1996; Hlushkou & Tallarek, 2006).

Bei der Betrachtung von laminaren Strömungsprozessen kann der hydraulische Widerstand i durch das Gesetz von Darcy (1856) beschrieben werden. Der Durchfluss Q bezogen auf die Fläche A ist die so genannte Filtergeschwindigkeit v_f . Diese stellt eine fiktive Größe dar, die beschreibt, wie das Wasser in einer offenen Röhre gleichmäßig strömen und dabei den gesamten Querschnitt ausfüllen würde. Mit einbezogen in das Widerstandsgesetz ist das Verhältnis zwischen dem Druckverlust Δh über der durchströmten Länge Δl , das um den Proportionalitätsfaktor k_f ergänzt, der gemittelten Filtergeschwindigkeit entspricht.

$$\frac{Q}{A} = v_f = k_f \cdot \frac{\Delta h}{\Delta l} = k_f \cdot i \quad \text{Gleichung 23}$$

Diese Filtergeschwindigkeit bezieht sich auf den makroskopischen Maßstab und ist unkompliziert zu erfassen. Die tatsächliche Geschwindigkeit v_B , welche die Bahn eines Wasserpartikels durch die poröse Matrix beschreibt, ist praktisch nicht messbar (Freeze & Cherry, 1979). Für eine makroskopische Betrachtung ist nicht die Strömung in jeder Pore um das einzelne Matricelement maßgebend, sondern eine gemittelte Geschwindigkeit. Daher wird die Abstandsgeschwindigkeit v_a genutzt, welche die theoretische Geschwindigkeit eines Wasserteilchens bei senkrecht zum Querschnitt angenommener Strömungsbahn beschreibt. In Abhängigkeit von der Lagerungsdichte, der Kornform und Dimension der Partikel entspricht die Filtergeschwindigkeit v_f dem Produkt aus Abstandsgeschwindigkeit und effektiver Porosität n_{eff} .

$$v_f = n_{eff} \cdot v_a \quad \text{Gleichung 24}$$

Der von Darcy hergeleitete lineare Zusammenhang für laminares Strömen ist in Abbildung 11 dargestellt. Zahlreiche experimentelle Analysen unter turbulentem Regime haben bewiesen, dass mit steigenden Fließgeschwindigkeiten und zunehmendem Gradienten kein linearer Zusammenhang mehr existiert (Lindquist, 1933; Rose, 1945; Schneebeli, 1955; Hubbert, 1956; Nagy & Karadi, 1961; Ludewig, 1967; Wright, 1968). In diesem Bereich steigen die vorherrschenden Trägheitskräfte gegenüber den Reibungskräften an. Das Verhältnis der vorherrschenden Trägheits- zu Reibungskräften von Strömung in porösen Medien wird über die dimensionslose Reynoldszahl Re beschrieben, die von der Filtergeschwindigkeit v_F , der kinematischen Viskosität ν und charakteristischen Länge d_{char} abhängt.

$$Re = \frac{v_F \cdot d_{char}}{\nu} \quad \text{Gleichung 25}$$

Der Bereich, oberhalb der keine lineare Beziehung mehr besteht, liegt bei einer Reynoldszahl zwischen 1 und 10. Dies variiert je nach Definition und Auslegung der charakteristischen Korngröße d_{char} sowie der Einflüsse der strukturellen Eigenschaften der Matrix auf das Strömungsverhalten (Hlushkou & Tallarek, 2006). Die Obergrenze, ab der turbulentes Strömen beginnt, variiert wiederum in Abhängigkeit der theoretischen Annahmen zwischen einer Reynoldszahl von 100 und 800.

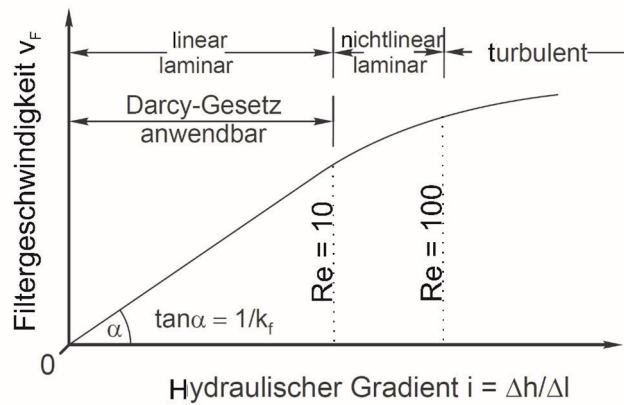


Abbildung 11: Zusammenhang von Filtergeschwindigkeit mit hydraulischem Gradienten für verschiedene Strömungsregime [verändert nach Freeze & Cherry (1979)]

Unterschiedliche Ansätze zur Bestimmung der Reynoldszahlen im linear laminaren Regime in Abhängigkeit der Kornform sowie -größe oder Lagerungsdichte sind von Klauer (2010) zusammengefasst. Zusätzlich ist die kritische Reynoldszahl Re_{krit} angegeben, ab der die ermittelten Daten vom laminaren Darcybereich abweichen. Die einzelnen Ansätze sind aufgrund unterschiedlich verwendeter charakteristischer Korndurchmesser allerdings schwer miteinander vergleichbar (Comiti et al., 2000). Außerdem bezieht keine der Methoden die Kenngrößen Porosität und Tortuosität in die Ermittlung der Reynoldszahl ein. Generell kann der Bereich für Reynoldszahlen zwischen 1 und 30 als Beginn für die Abweichung vom linear laminaren Darcy-Bereich angenommen werden (Chhabra, 2007).

Die in dieser Arbeit verwendeten Grenzbereiche zur Klassifizierung der einzelnen Strömungsregime sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Tabelle 6: Regimebereiche mit Reynoldszahl und verwendetem Fließgesetz nach Bear (1972)

Regimebereich	Re [-]	Fließgesetz
Linear laminar	$<1-10$	Darcy
Nichtlinear laminar	$10 < Re < 100$	Forchheimer
turbulent	>100	Forchheimer (angepasst)

Die drei beschriebenen Strömungsregime basieren somit auf den vorherrschenden Kräften nach Hlushkou & Tallarek (2006):

1. linear laminarer Bereich, in dem Reibungskräfte dominieren und ein linearer Zusammenhang zwischen dem Gradient und Filtergeschwindigkeit besteht (Darcy-Regime);
2. nichtlinear laminarer Bereich, in dem Trägheitskräfte zunehmen, die Strömung aber noch laminar ist (Forchheimer-Regime) und
3. turbulenter Bereich, in dem Trägheitskräfte dominieren (turbulentes Forchheimer-Regime).

Ein allgemein gültiges Widerstandsgesetz, das für alle Strömungsregime mit allgemeinen Kennzahlen anwendbar ist, kann nicht existieren, da das Widerstandsverhalten von Kornform bzw. Korngröße, sowie Packungsdichte des porösen Mediums abhängt (Rumpf & Gupta, 1971). Die poröse Matrix ist auf der Mikroebene durch vereinfachende Porenraummodelle nicht mathematisch beschreibbar, so dass viele Abhängigkeiten nur durch empirische Koeffizienten in der Makroebene ersetzt werden, die dann für die einzelnen Regimebereiche angepasst werden können.

Unter der Annahme, dass die Hohlräume in der porösen Matrix parallele Porenkapillare sind, beschreibt das Gesetz von Hagen-Poiseuille (1840) das laminare Strömungsverhalten in diesen kreiszylindrischen Röhren. Dabei ergibt sich für laminare Verhältnisse die lineare Beziehung zwischen der Filtergeschwindigkeit v_F und dem Druckgefälle i mit dem Durchlässigkeitsbeiwert k_f als Proportionalitätskonstante (Gleichung 22). Dieses experimentelle Gesetz nach Darcy (1856) ist analytisch aus der Navier-Stokes-Gleichung, unter der Bedingung der Vernachlässigung der Trägheitskräfte, ableitbar.

Im Nahbereich der Anströmung eines Brunnens ist die Fließgeschwindigkeit des Fluids erhöht. Folglich beeinflussen die Trägheitskräfte zunehmend das Strömungsregime, so dass der hydraulische Gradient überproportional zur Fließgeschwindigkeit wächst. Die hochkomplexe mikroporöse Struktur des Untergrundes mit tortuosen Strömungsbahnen führt dazu, dass es keinen exakten Umschlagpunkt zwischen laminarem und turbulentem Strömen gibt (Bear, 1972). Das Widerstandsverhalten in diesem Übergangsbereich wird anhand der Forchheimer-Gleichung (1901) (Gleichung 26) zusammengefasst. Neben dem ersten linearen Term, der die viskosen Reibungsverluste beschreibt, wird im Vergleich zur Darcy-Gleichung ein zweiter quadratischer Term ergänzt, der die kinetischen Reibungsverluste aufgrund von anwachsenden Trägheitskräften repräsentiert. Die Konstanten a_F und b_F geben die Permeabilität und Viskosität des Fluids wieder.

$$i = a_F \cdot v_F + b_F \cdot v_F^2 \quad \text{Gleichung 26}$$

Eine weitere Darstellung im nicht linear laminaren Strömungsbereich ist in Gleichung 27 dargestellt. Diese Funktion gleicht der Forchheimer-Gleichung (Gleichung 26). Der zweite Term der Funktion ist aber kubisch und um einen dimensionslosen Parameter λ erweitert. Dieses Modell ist aus numerischen Analysen und unter Annahme eines isotropen homogenen porösen Mediums hergeleitet (Mei & Auriault, 1991; Fourar et al., 2004).

$$i = \frac{\eta}{K} \cdot v_F + \frac{\lambda \cdot \varphi_w^2}{\eta} \cdot v_F^3 \quad \text{Gleichung 27}$$

Im vollturbulenten Strömungsregime kann die Forchheimer-Gleichung (Gleichung 26) ebenfalls als Widerstandsfunktion genutzt werden. Die Koeffizienten a_F und b_F werden allerdings durch strömungsangepasste Parameter a_T und b_T ersetzt (Burcharth & Andersen, 1995; Trussell & Chang, 1999). Der neu eingeführte Koeffizient b_T wird auch Nicht-Darcy-Koeffizient genannt.

$$i = a_T \cdot v_F + b_T \cdot v_F^2 \quad \text{Gleichung 28}$$

Anhand experimenteller Daten fassen Burke & Plummer (1928) den Widerstand im turbulenten Regime nur über den quadratischen Term zusammen, da der Anteil der viskosen Reibungsverluste vernachlässigbar klein ist.

$$i = b_T \cdot v_F^2 \quad \text{Gleichung 29}$$

2.5.2. Strömung im Brunnen

Die Fluidströmung im Brunnen- und Brunnennahbereich stellt eine besondere Form der Durchströmung eines porösen Mediums dar. Während des Brunnenbetriebs wird das zu fördernde Fluid aus dem Grundwasserleiter im Brunnenninnenraum gesammelt. Im Übergang von Grundwasserleiter und Brunnen durchströmt das Grundwasser zuerst die Bohrlochwand (Abbildung 12). Die Höhendifferenz zwischen messbarem und theoretisch berechneten Wasserspiegelniveau und der Bohrlochwand entspricht der Sickerstrecke h_s . Anschließend durchströmt das Grundwasser den zwischen Bohrlochwand und Filterrohr einbauten Filterkies sowie das Filterrohr. Beim Durchströmen dieser unterschiedlichen Medien wird das Wasser dem Medium spezifischen Widerständen ausgesetzt. Der resultierende Energieverlust des Wassers äußert sich durch eine Abnahme der hydraulischen Druckhöhe vom Aquifer bis hin zum Brunnenninnenraum. Die Summe der Druckverluste werden Brunneneintrittsverluste Δh_{ges} genannt.

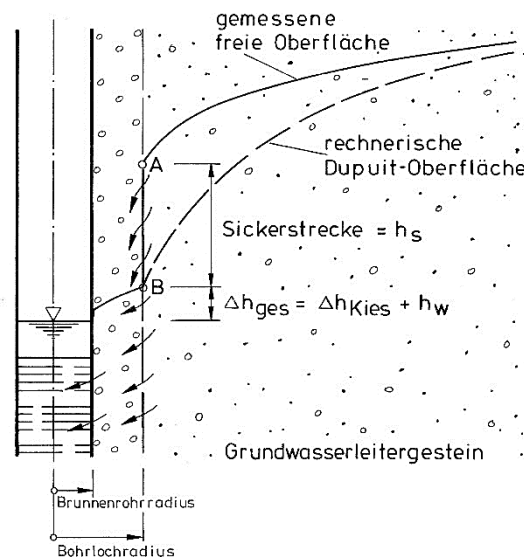


Abbildung 12: Brunneneintrittsverluste und Sickerstrecke (Bieske, 1998)

Physikalisch unterteilen sich die Brunneneintrittsverluste in einen laminaren und einen turbulenten Strömungsanteil (Gleichung 30). Der erste Teil basiert auf Reibungswiderständen, die das Grundwasser beim Durchströmen des Aquifers erfährt. Die sogenannte turbulente Absenkung entsteht beim Eindringen des Grundwassers in den Brunnennahbereich. So hängen nach Bierschenk (1953) die Brunneneintrittsverluste im gespannten Aquifer von der Förderrate Q und den empirischen Komponenten des hydraulischen Widerstands im Aquifer B sowie dem Brunneneintrittsverlustfaktor C ab. Im freien Aquifer werden die Brunneneintrittsverluste um die Sickerstrecke h_s ergänzt. (Treskatis et al. 1998)

$$\Delta h_{\text{Ges}} = (B \cdot Q) + (C \cdot Q^2)$$

Gleichung 30

Filteröffnungen können durch diverse Modelle abgebildet werden. Einerseits kann der Filter als homogenes poröses Medium angenommen werden (Singh & Shakya, 1989), andererseits können die summierten Einzelwiderstände eines geschlitzten Rohres den Filter repräsentieren (Williams, 1981).

Neben Porenöffnungen (Abbildung 13) existieren noch weitere Typen der Perforation:

- Schlitzöffnungen quer oder längs der Filterrohrachse
- Schlitzbrückenlochung (Material des Schlitzes wird nicht vollständig herausgestanzt, sondern bleibt als Brücke über dem Schlitz stehen)
- sich konisch erweiternde Öffnung (Wickeldrahttechnik)

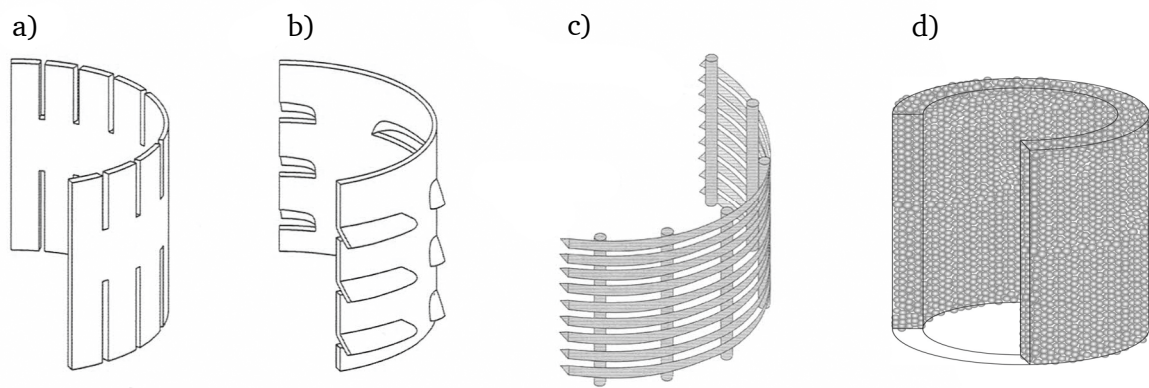


Abbildung 13: Schematische Darstellung verschiedener Brunnenfiltertypen. a) Schlitzfilter; b) Schlitzbrückenfilter; c) Wickeldrahtfilter und d) poröse Filter (Schindler, 2016)

Die offene Filterfläche (Kap. 2.3.2) variiert je nach Anzahl, Größe und Verteilung der Filterrohröffnungen. Die Geometrie der Filteröffnungen beeinflusst die Strömungsbahnen beim Durchfließen des Brunnenfilters. Treskatis et al. (1998) zeigen, dass eine Keilform des Öffnungsspalt hydraulisch günstig ist, da es einem Abriss der Strömung vorbeugt, so dass Turbulenzen an der Filterrohrinnenseite unterbunden werden können. Andere Untersuchungen von Clark & Turner (1983) haben ergeben, dass die Form der Schlitzbrückenlochung hydraulisch am effektivsten ist.

Für alle Filtertypen gilt: Der Druckverlust nimmt mit steigender Eintrittsgeschwindigkeit zu. Im Vergleich zu Wickeldraht- und Schlitzbrückenfiltern sind die Druckverluste von Schlitzfiltern geringfügig. Generell wächst der Druckverlust mit der Vergrößerung der Filterwandstärke (Klauder, 2010). Die Abhängigkeit des Eintrittswiderstands von Schlitzweite und Filterradius für Schlitzfilter wurde von Klammler et al. (2014) analytisch bestimmt. Es zeigt sich, dass der Eintrittswiderstand mit zunehmender Schlitzweite und Filterradius wächst. Clark & Turner (1983) vollzogen weitere hydraulische Untersuchungen an verschiedenen Brunnenfilterelementen. Sie zeigten, dass der Druckverlust mit zunehmender Filtereintrittsgeschwindigkeit exponentiell steigt. Außerdem kann eine Abnahme des Druckverlustes mit wachsender Schlitzweite quantifiziert werden. Jedoch kann keine

einheitliche Aussage bezüglich des Druckverlustes in Abhängigkeit von der offenen Eintrittsfläche getroffen werden.

Unter der Annahme, der Brunnenfilter sei ein poröses Medium, kann das Filterelement durch eine bestimmte Filterdurchlässigkeit k_f charakterisiert werden. Hierbei stellen die Filteröffnungen kurze Kapillare dar. Sing & Shakya (1989) greifen dieses Modell für Untersuchungen an Kiesbelagfilterelementen auf. Sie entwickelten eine Gleichung zur Bestimmung des Druckverlustes Δh_{FR} in Abhängigkeit vom Durchfluss Q , Filterinnenradius r_I und –außenradius r_A sowie der Filterdurchlässigkeit k_f und –Aquifermächtigkeit M .

$$\Delta h_{FR} = \frac{r_A - r_I}{(2\pi r_I \cdot k_f \cdot M)^s} Q^s \quad \text{Gleichung 31}$$

Die Regression der gewonnenen Daten aus den Permeationsversuchen ($n = 47$) ergab nach Sing & Shakya (1989) einen Exponent s von 1,911. Rundet man diesen Wert auf 2 auf, so ergibt sich eine quadratische Funktion (Gleichung 32). Diese Gleichung entspricht der Herleitung von Strömung in turbulentem Regime nach Jacob (1947). Zusätzlich ergeben die Versuche eine tendenzielle Zunahme der Filterdurchlässigkeit mit steigender offener Filterfläche.

$$\Delta h_{FR} = \frac{r_A - r_I}{(2\pi r_I \cdot k_f \cdot M)^2} Q^2 \quad \text{Gleichung 32}$$

Dahingegen weisen die hydraulischen Versuche ($n = 300$) nach Klotz (1975) eine Filterdurchlässigkeit mit dem Gesetz von Darcy (laminare Bedingungen) nach. Diese Studie kommt zu den Ergebnissen:

1. Die Filterdurchlässigkeit ist einerseits unabhängig von der Fließgeschwindigkeit des Wassers und von der Einbauumgebung.
2. Der k_f -Wert hängt andererseits von der Viskosität des durchströmenden Fluids ab.
3. Der Durchlässigkeitsbeiwert k_f ist eine Funktion von Perforation, Schlitzgestalt und Schlitzordnung.

Die Daten spiegeln außerdem ein Wachstum der Durchlässigkeit mit steigender Schlitzweite für PVC-Schlitzfilter wider (Klotz, 1997; Nold, 1989).

2.6. Alterationsverhalten

Der Begriff der Alteration stammt aus den Geowissenschaften und umfasst die Veränderung der chemischen und mineralogischen Zusammensetzung eines Gesteins. Diese Veränderung basiert auf der Wechselwirkung einer zumeist hydrothermalen Lösung mit dem Gestein, so dass bestehende Minerale umgewandelt, also alteriert, werden (Martin, 2000). So kann die Alteration auch auf die hydrochemische Veränderung von Brunnensystemen übertragen werden. Diese Veränderung tritt im Laufe des Brunnenbetriebs unweigerlich auf und kann somit zu den Alterungserscheinungen eines Brunnens gezählt werden (Bieske, 1998).

Alterungserscheinungen führen mit zunehmender Betriebsdauer zu Leistungsrückgängen von Brunnen (DVGW, 2007). Die Ursachen von Brunnenalterung basieren auf physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen, die den durchflusswirksamen Porenraum vermindern (Bieske, 1998). Es wird zwischen folgenden Ursachen unterschieden: Verockerung, Versandung, Korrosion, Versinterung, Verschleimung und Aluminiumausfällungen. In tiefen

geothermischen Brunnenanlagen können außerdem noch Ausfällungen von Gips, Baryt, Strontianit, Eisensulfat, amorphem Quarz und Metallsulfiden auftreten. (Sass et al., 2016; Houben & Treskatis, 2012)

Die Thematik der Versandung an porösen PE-HD-Filterelementen wurde von Sass (1994), Mielke (2007) und Sass & Arndt (2008) aufgegriffen und analysiert (Rüther et al., 2013). Die rein chemische Korrosion an Kunststofffiltern kann aus materialspezifischen Gründen vernachlässigt werden (Turell & Bellare, 2004; Hellerich et al., 2010; Ehrenstein, 2011; Bozena, 2013). Als größtes Risiko für Leistungsrückgänge am Brunnen (neben der Versandung) verbleiben die durch Inkrustationen entstandenen Alterationserscheinungen.

2.6.1. Entstehungen von Inkrustationen

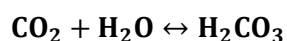
Die Ursachen zur Bildung von Inkrustationen sind heterogen und können überdies parallel ablaufen (Bieske, 1997). Zum einen entstehen Beläge, wenn überschüssiger Sauerstoff im Brunnenwasser gelöst wird und es so zur Oxidation von beispielsweise zweiwertigem Eisen oder Mangan kommt (Houben, 2003a; Houben, 2003b, KWB et al., 2011). Die Inkrustation kann aber auch biologischen Ursprungs sein. So scheiden Mikroorganismen, so genannte Eisen- und Manganbakterien (Houben & Treskatis, 2012), unlösliche Eisen- und Manganverbindungen aus (DVGW, 2007), die sich im Brunnenfilterablageren. Ein weiterer Faktor für die Bildung von Inkrustationen ist das Strömungsregime. Turbulente Strömung beschleunigt die Ausfällung gelöster Stoffe in Wässern und begünstigt den Eintrag von Sauerstoff im System (Bieske, 1997). Andererseits kann auch die Kohlenstoffdioxidentgasung des Systems durch Absenkung der Grundwasserdruckoberfläche zur Störung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts führen. So können Bikarbonate im Grundwasser ausgeschieden werden, die zur Versinterung des Brunnenraums führen (DVGW, 2007). Die häufigste Ursache für die Entstehung von Inkrustation ist allerdings die Durchmischung verschiedener Wässer im Brunneninnenraum (Houben, 2003).

Inkrustationen treten meist punktuell auf, und zwar vorrangig dort, wo der Sauerstoffeintrag am höchsten ist oder die erhöhte Fließgeschwindigkeit zu einem hohen Nährstoffdargebot chemischer Reaktionen für Inkrustationen führt (Houben, 2006). Die räumliche Verteilung der Inkrustation und die zeitliche Entwicklung der Brunnenbeläge ist von Larroque & Francesci (2011) für Entwässerungsbrunnen modelliert worden.

2.6.2. Kalzitische Ausfällungen

Die Bildung von kalziumkarbonatischen Ausfällungen hängt primär vom vorherrschenden Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht des Wassers ab. Das Gleichgewicht beinhaltet die Reaktionen der Spezies Hydrogenkarbonat (HCO_3^-), Karbonat (CO_3^{2-}), gelöstes Kalzium (Ca^{2+}) und Magnesium (Mg^{2+}) sowie gelöstes Kohlendioxid ($\text{CO}_2(\text{aq})$) und Kohlensäure (H_2CO_3). $\text{CO}_2(\text{aq})$ und H_2CO_3 werden als freie Kohlensäure (H_2CO_3^*) zusammengefasst. (Wisotzky, 2011)

Das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht kann durch drei Teilreaktionen dargestellt werden.



Gleichung 33



Gleichung 33 beschreibt die Lösung von Kohlendioxid, die zur Entstehung von Kohlensäure führt. In einem nächsten Schritt wird die freie Kohlensäure zu Hydrogenkarbonat dissoziiert (Gleichung 34). Schließlich entstehen Karbonationen durch die Abspaltung eines weiteren Protons (Gleichung 35). Der vorherrschende pH-Wert im System bestimmt, welche Spezies vorhanden sind. So tritt bei 25 °C HCO_3^- bei pH-Werten zwischen 4,3 und 8,2 auf. Dahingegen führen pH-Werte oberhalb von 8,2 zur Entstehung von Karbonationen. (Sigg & Stumm, 2011). Ist ein Wasser unter Anwesenheit von Kalziumionen übersättigt an Kalzit, kommt es zur Fällung von CaCO_3 unter Entstehung von freier Kohlensäure (Gleichung 36) (Höling & Coldewey, 2012).



Neben dem pH-Wert nimmt die Fluidtemperatur und Ionenstärke des Wassers Einfluss auf die Fällung bzw. Lösung von Kalzit. Das nach Tillmans und Heublein (1912) entwickelte Modell beinhaltet daher neben den Konzentrationen an freiem CO_2 , freiem H_2CO_3^* und gelöstem Ca^{2+} eine temperaturabhängige Gleichgewichtskonstante K_T und einen Ionenstärkekorrekturfaktor f_{TILLMANS} .

$$[\text{CO}_2] = \frac{K_T}{f_{\text{TILLMANS}}} \cdot [\text{HCO}_3^-]^2 \cdot [\text{Ca}^{2+}] \quad \text{Gleichung 37}$$

Mithilfe des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts nach Tillmans und Heublein kann das Sättigungsverhalten im System graphisch bestimmt werden (Abbildung 14). Durch die Auftragung der Konzentration von freier Kohlensäure gegen die Konzentration von Hydrogenkarbonat im System lässt sich abschätzen, ob Kalzit gelöst oder gefällt wird. So sind Wasser oberhalb der aufgetragenen Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtsfunktionen untersättigt an CaCO_3 ; Wasser unterhalb der dargestellten Funktionen sind übersättigt an Kalzit. (Wisotzky, 2011)

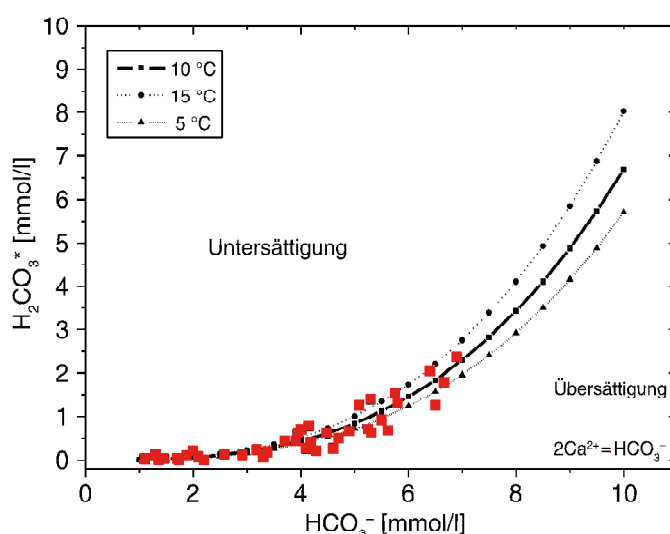
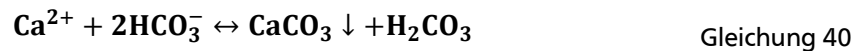


Abbildung 14: Graphische Darstellung der Unter- bzw. Übersättigung an Kalzit in Abhängigkeit der Konzentrationen an freier Kohlensäure und Hydrogenkarbonat eines Wassers [verändert nach Wisotzky (2011)]

Zusätzlich zeigt sich, dass mit steigender Fluidtemperatur mehr freies CO₂ im Wasser gebunden ist und es so zur erhöhten Fällung an Kalzit kommt. Außerdem ist visualisiert, dass die Mischung zweier Wässer stets zur Untersättigung eines Systems führt (Abbildung 14). Versinterungen können daher nicht durch die Mischung verschiedener Wässer im Brunnen entstehen (Tillmans & Heublein, 1912).

Fällung von Kalzit wird bei hohen Temperaturen, geringem Druck und starker mechanischer Agitation des Fluids begünstigt. Im Brunneninnenraum treten diese physikalischen Bedingungen auf, da das Wasser durch den Pumpenbetrieb erwärmt wird, das einströmende Tiefenwasser sich entspannt und das Strömungsregime in Pumpennähe turbulent ist (Houben & Treskatis, 2012). Die sich ablagernden Mineralphasen sind Kalzit und Aragonit (CaCO₃) sowie Dolomit (CaMg(CO₃)₂). Ist zweiwertiges Eisen im System gelöst, können auch Eisenkarbonate (FeCO₃) ausfallen.

Die Kinetik der Kalzitfällung wird durch drei parallel ablaufende Reaktionen gesteuert (Drever, 2005):



Unter Vernachlässigung der Rückreaktionen sowie Gleichung 40, die nur bei geringen pH-Werten stattfindet, ergibt sich eine Fällungsgeschwindigkeit R_{tot} (Sigg & Stumm, 2011) von:

$$R_{\text{tot}} = k_1 \cdot [\text{Ca}^{2+}][\text{HCO}_3^-] + k_2[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}] \quad \text{Gleichung 41}$$

Die Reaktionskonstanten k_1 und k_2 sind temperaturabhängig und wie folgt definiert (Plummer et al., 1978):

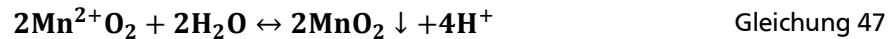
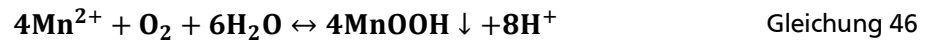
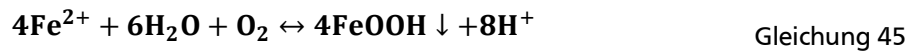
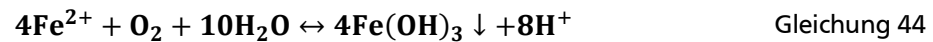
$$\log k_1 = 0,198 - \frac{444}{T} \quad \text{für 5 bis 48 °C} \quad \text{Gleichung 42}$$

$$\log k_2 = 2,84 - \frac{2177}{T} \quad \text{für 5 bis 48 °C} \quad \text{Gleichung 43}$$

2.6.3. Verockerungsausfällungen

Verockerungen sind die am häufigsten auftretenden Inkrustationsformen in Brunnen (Houben & Treskatis, 2012; Niehues, (1999)). Unter diesem Begriff werden alle Ablagerungen von Eisen- und Manganverbindungen basierend auf physikalischen, chemischen und biologischen Prozessen zusammengefasst (Huisman, 1972; Hünerberg, 1966; Krems, 1980; Henkel, et al., 2012). Die Genese, Mineralogie und Geochemie sowie die Prozesse, die zur Eisenoxidinkrustation führen, werden von Houben (2003A, B) detailliert behandelt. Verockerung und die resultierende Verstopfung des Aquifers wurde außerdem modellhaft im Labor abgebildet (Rinck-Pfeiffer et al., 2000; Holländer et al., 2005). Dahingegen beschäftigen sich Henkel et al. (2012), Weidner et al. (2011) und Weidner et al. (2012) explizit mit der Darstellung und Analyse von Verockerung im Filterkiesbereich von Brunnen. Außerdem ist die karbonatische und eisenhaltige Inkrustation von reaktiven Wänden von Li et al. (2006) modelliert worden.

Der Chemismus der Verockerung kann auf die Oxidation der Kationen Fe^{2+} und Mn^{2+} zurückgeführt werden (Gleichung 44 bis Gleichung 47).



Zusätzlich können bei pH-Werten zwischen 6 und 8 auch neutrophile Mikroorganismen in schwach aerobem Milieu zweiwertige Kationen aufnehmen und als dreiwertiges, oxidiertes Eisen oder Mangan ausscheiden (Houben & Treskatis, 2012). Diese mikrobiologisch induzierte Verockerung ist weitestgehend untersucht (Beger, 1937; Hässelbarth & Lüdemann, 1974; Wetzell, 1969; Ivarson & Sojak, 1978; Chapelle, 1993; Tyrrel et al., 1997; Tuhela et al., 1997; Konhauser, 1998; Cullimore, 1999; Thullner et al., 2004). Unter hochoxischen Bedingungen bleibt mikrobiologisch induzierte Verockerung quantitativ hinter den chemischen Prozessen zurück (Hancke, 1998).

Die einzelnen Reaktionen der Oxidation, Hydrolyse und Aggregation von gelöstem Fe(II) -Kationen hin zu Eisen(III)-Oxi-Hydriden und deren Alteration zu Fe(III) Oxiden werden von Cornell & Schwertmann (2003) zusammengefasst. Die Kinetik der Eisenoxidation wurde schon früh durch empirische Beobachtungen beschrieben (Stumm & Lee, 1961). Die negative zeitliche Veränderung der Konzentration an zweiwertigen Eisenionen $[\text{Fe(II)}]$ hängt von der Reaktionskonstante k , der Konzentration an Eisen- und Hydroxidionen $[\text{OH}^-]$ sowie dem Sauerstoffpartialdruck p_{O_2} ab (Gleichung 48). Die Reaktionskonstante k beträgt $8,0 (\pm 2,5) \cdot 10^{13} \text{ l}^2 \cdot \text{mol}^{-2} \cdot \text{atm}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ bei 20 °C Fluidtemperatur (Stumm & Morgan, 1996).

$$-\frac{d[\text{Fe(II)}]}{dt} = k \cdot [\text{Fe(II)}] \cdot p_{\text{O}_2} \cdot [\text{OH}^-]^2 \quad \text{Gleichung 48}$$

Die Oxidationsrate von Eisen kann ebenso durch Gleichung 49 nach Stumm & Morgan (1996) beschrieben werden. Hier wird anstatt des Sauerstoffpartialdrucks die gelöste Sauerstoffkonzentration $[\text{O}_2(\text{aq})]$ eingesetzt und die Hydroxidionenkonzentration durch die Hydroniumionenkonzentration $[\text{H}_3\text{O}^+]$ bzw. den pH-Wert substituiert (Houben & Treskatis, 2012). Die Reaktionskonstante k_H beträgt bei 20 °C $3,0 \cdot 10^{-12} \text{ mol} \cdot \text{min}^{-1} \cdot \text{l}^{-1}$ (Stumm & Morgan, 1996).

$$\begin{aligned} -\frac{d[\text{Fe(II)}]}{dt} &= k_H \cdot [\text{Fe(II)}] \cdot [\text{O}_2(\text{aq})] \cdot [\text{H}_3\text{O}^+]^{-2} \\ &= k_H \cdot [\text{Fe(II)}] \cdot [\text{O}_2(\text{aq})] \cdot 10^{2 \cdot \text{pH}} \end{aligned} \quad \text{Gleichung 49}$$

Für die Kinetik der chemischen Reaktionen ist der pH-Wert von größter Bedeutung (Sung & Morgan, 1980; Davison & Seed, 1983; Houben, 2004; Morgan & Lahav, 2007). Die Reaktionsrate in Abhängigkeit des pH-Wertes gilt allerdings nur in bestimmten pH-Bereichen (Singer & Stumm, 1970). Es zeigt sich, dass ab einem pH-Wert geringer als pH 4,0 die Reaktionsgeschwindigkeit nur noch gering veränderlich ist. Unterhalb des pH-Wert von 3,5 ist die Oxidationsrate von Eisen gänzlich unabhängig vom pH-Wert (Singer & Stumm, 1970). Das oben dargestellte Geschwindigkeitsgesetz (Gleichung 49) gilt nicht mehr unterhalb eines pH-

Wertes von 5,0 (Sigg & Stumm, 2011). Bei basischen pH-Werten zeigt sich eine ähnliche Beziehung. Oberhalb des pH-Wertes von 8,0 ist nur noch eine marginale Abhängigkeit der Oxidationsgeschwindigkeit vom pH-Wert nachgewiesen (Millero, 1985). Es existiert folglich ein Bereich, in dem die Eisen(II)oxidation pH-unabhängig ist ($\text{pH} < 5,0$ und $\text{pH} > 8,0$) und ein Bereich, in dem die Oxidationsgeschwindigkeit vom pH-Wert beeinflusst wird ($\text{pH} > 5,0$ und $\text{pH} < 8,0$) (Morgan & Lahav, 2007).

Die Reaktionskonstante zur Beschreibung der Oxidationsrate von Eisen nimmt prinzipiell keinen festen Wert, da sie neben dem pH-Wert von weiteren Parametern abhängt. Die Ionenstärke einer Lösung kann zur Steigerung der Reaktionskonstante (Ghosh, 1974), aber auch zur Verringerung der Oxidationsrate führen (Sung & Morgan, 1980; Millero et al., 1987). Die Anwesenheit bestimmter Anionen kann die Reaktionskonstante ebenfalls beeinflussen (Sung & Morgan, 1980).

Die Fluidtemperatur beeinflusst die Oxidation von Eisen enorm (Stumm & Lee, 1961). Obwohl die Temperatur die Reaktionskonstante k nicht verändert, beschleunigt ein Temperaturanstieg von 15 °C auf 30 °C die Reaktionsgeschwindigkeit um das Zehnfache (Abbildung 15). Stumm & Lee (1961) begründen die Beschleunigung der Reaktionsgeschwindigkeit mit steigender Temperatur auf eine Veränderung der Ionenaktivität der Hydroxidionen. Andererseits verringert ein Temperaturanstieg die Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser (Sigg & Stumm, 2011). Dieser gegensätzliche Prozess wird durch die temperaturabhängige Henry-Konstante k_H beschrieben.

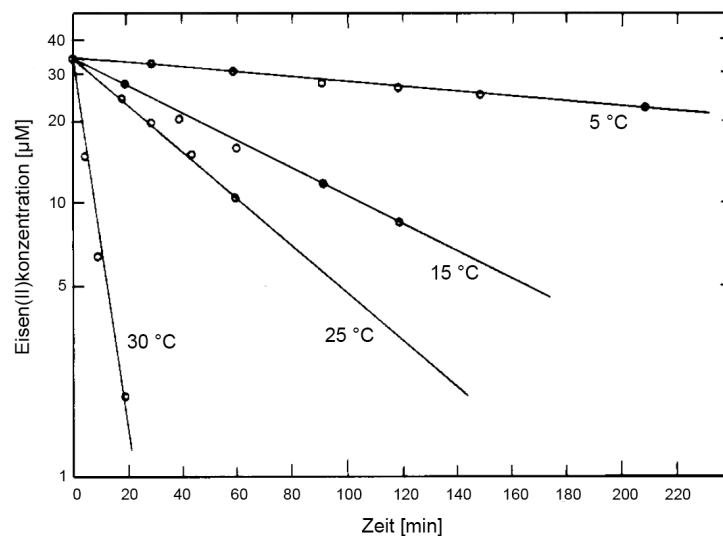


Abbildung 15: Einfluss der Temperatur auf die Oxidationsgeschwindigkeit von Eisen(II) bei $\text{pH} \approx 6,8$ und $\text{P}_{\text{O}_2} = 0,2 \text{ atm}$ [verändert nach Sung & Morgan (1980)].

Die Oxidationsgeschwindigkeit hängt auch von den Eisen(III)reaktionsprodukten ab (Tamura et al., 1976a). Die Oxidation von Eisen(II) bei Anwesenheit von Eisen(III)hydroxiden kann auf zwei Wegen erfolgen. So kommt es zur homogenen Oxidation in der flüssigen Phase oder einer heterogenen Reaktion auf der Oberfläche der sich bildenden Eisen(III)hydroxide (Tamura et al., 1976a). Folglich wird die Reaktionsgeschwindigkeit bei konstantem pH-Wert und konstanter Sauerstoffkonzentration durch zwei Reaktionskonstanten k und k' sowie der

Konzentration an zwei- bzw. dreiwertigem Eisen $[Fe(II)]$ und $[Fe(III)]$ beschrieben (Tamura et al., 1976a):

$$-\frac{d[Fe(II)]}{dt} = (k + k' \cdot [Fe(III)]) \cdot [Fe(II)] \quad \text{Gleichung 50}$$

Die homogene Reaktionskonstante kann über die Reaktionskonstante des gelösten Eisen(II) k_0 sowie den Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff und Hydroxidionen beschrieben werden:

$$k = k_0 \cdot [O_2] \cdot [OH^-]^2 \quad \text{Gleichung 51}$$

Die Reaktionskonstante der heterogenen Oxidation hängt von anderen Parametern ab. Neben der Konzentration an gelöstem Sauerstoff und Hydroniumionen gehen die Reaktionskonstante der Oberflächenreaktion k_s sowie die Gleichgewichtskonstante der Adsorption von Eisen(II) auf Eisen(III)hydroxid K in Gleichung 52 ein (Tamura et al., 1976).

$$k' = k_s \cdot [O_2] \cdot K \cdot [H_3O^+]^{-1} \quad \text{Gleichung 52}$$

Bei der heterogenen Oxidation von Eisen kommt es folglich zur Adsorption von Eisen(II) auf die Eisen(III)hydroxidoberflächen. Dies führt zu einer erhöhten Hydrolyse von Eisen(II) (Wehrli & Stumm, 1989). Die Anwesenheit verschiedenster Eisen(III)oxihydroxide und -oxide ermöglicht eine bis zu 70-fach erhöhte Oxidationsgeschwindigkeit (Hove et al., 2008; Jones et al., 2014).

Die Oxidation von Eisen(II) kann katalytisch durch bereits vorhandene Eisen(III)spezies oder autokatalytisch durch die sich neu bildenden Eisen(III)minerale stattfinden. Die Adsorption auf der Mineraloberfläche ist rasant und wächst linear mit steigendem pH-Wert. Die neu gebildeten Eisen(III)minerale bestehen meist aus Ferrihydrit. (Tamura et al., 1976; Tamura et al., 1980; Morel & Hering, 1993; Hove et al., 2008). Der Anteil an heterogener Oxidation steigt mit zunehmender Ausgangskonzentration der Eisen(II)lösung, der Eisen(III)konzentration und der Dauer der Oxidation (Tamura et al., 1976).

2.6.4. Mechanismen zur Adsorption auf Kunststoffoberflächen

Die Inkrustationen auf Brunnenfilterrohren entstehen durch Adsorption, d.h. der Anlagerung von gelösten Stoffen an der Grenzfläche von fester und flüssiger Phase. Dieser Prozess wird vor allem durch van-der-Waals-Kräfte (Physikalische Adsorption) oder Coulombsche Kräfte sowie Wasserstoffbrückenbindungen (Chemische Sorption) gesteuert. (Merkel & Planer-Friedrich, 2008)

Bei der Entstehung von Brunneninkrustationen ist das zu beschreibende System also ein Feststoff mit geladener Oberfläche umgeben von Wasser. Das Dipolmoment von Wasser macht das Fluid zu einem exzellenten Lösungsmittel für An- und Kationen. Im Grenzbereich zwischen Fluid und Feststoff liegen unabhängig von der Oberflächenladung Ionen positiver und negativer Ladung in erhöhter Konzentration vor.

Es stellt sich die Frage, wie es zur Aufladung des hydrophoben Kunststoffs kommt. Vor allem bei den unpolaren Kohlenwasserstoffketten des Polyethylens erscheint dies zunächst unwahrscheinlich. Unerwartet können aber auch Kunststoffe bei Kontakt mit anderen Medien elektrisch aufgeladen werden. Dieser als triboelektrische Aufladung bekannte Effekt basiert entweder auf der Aufladung durch Elektronentransport oder durch Ionentransport zwischen den kontaktierenden Oberflächen. (Nemeth, 2003)

Die Stärke der triboelektrischen Aufladung ist von den stoffspezifischen Eigenschaften und den äußeren Einflussfaktoren abhängig. Relevante Parameter sind nach Schubert et al. (2004):

- elektrische Eigenschaften (elektrischer Widerstand, Dielektrizitätszahl)
- atmosphärische Bedingungen (relative Luftfeuchtigkeit, Temperatur, Druck, Ionen in der Luft)
- Gasentladungserscheinungen
- Kontaktierungsbedingungen (Aufladungsart und -intensität, Kontaktanzahl, Aufladungsdauer)
- Modifikation der Oberfläche.

Rasterkraftmikroskopische Untersuchungen zeigten, dass bei unpolaren Kunststoffoberflächen aufgebrachte Ladungen über mehrere Stunden stabil bleiben, wohingegen ein schneller Ladungsabfluss von den polaren Oberflächen des PVC festgestellt werden kann. Dies deutet auf eine hohe elektrische Leitfähigkeit des PEs im Vergleich zu PVC hin, was durch die Messung von spezifischen Oberflächenwiderständen bestätigt werden konnte. (Nemeth, 2003)

Einen wesentlichen Einfluss auf die triboelektrische Aufladung hat die relative Luftfeuchtigkeit der umgebenden Atmosphäre. Vor allem hydrophile Kunststoffe, aber auch hydrophobe Materialien adsorbieren Wasser an ihren Oberflächen (Drelich & Miller, 1995; Jacobasch, 1978; Coelho & Harnby 1978). Es konnte sogar festgestellt werden, dass sich selbst an ausgeprägt unpolaren Kunststoffoberflächen wie bei PE Wasser anlagert (Schubert et al. 2001). Ein ergänzender Zusammenhang ist, dass der Oberflächenwiderstand mit zunehmender relativer Luftfeuchtigkeit abnimmt (Nemeth, 2003).

Diese Erkenntnisse widerlegen die Annahmen, die von Sass (1994) zur Adsorption von Wassermolekülen und Hydrophobie von Polyethylen getroffen wurden.

2.6.5. Sorption und Oberflächenkomplexierung auf Kunststoffoberflächen

Zusätzlich gilt, dass auch an ungeladenen Oberflächen Sorption auftritt, wenn kovalente Kräfte wirken (Blume et al., 2010). So können Sorbate an den Grenzflächen zwischen fest und flüssig von unpolaren Feststoffen adsorbieren. Die Wechselwirkungen von gelösten Stoffen infolge von Sorption können zum einen über empirische Modelle, aber auch durch Modelle der Oberflächenkomplexierung beschrieben werden (Merkel & Planer-Friedrich, 2008). So ist das einfachste Modell das der linearen Henry-Isotherme, dessen Verteilungskoeffizient sich aus dem Verhältnis der Konzentration der am Mineral sorbierten Substanz und der Konzentration der Substanz im Lösungsmittel zusammensetzt. Mit diesem Modell kann der Sorptionsprozess nach oben nicht begrenzt werden. Die sogenannte Freundlich-Isotherme hingegen beschreibt eine exponentielle Beziehung zwischen sorbierten und noch gelösten Teilchen (Wisotzky, 2011). Mit diesem Modell wird eine mehrfache Belegung der Sorptionsoberfläche beschrieben, bei dem zu Beginn der Sorption die Plätze mit hoher Bindungsenergie und anschließend die mit geringerer Bindungsenergie belegt werden. So ergibt sich der exponentielle Charakter der Funktion. Mithilfe der Langmuir-Isotherme wird der Sorbent als eine Oberfläche mit limitierter Anzahl an Sorptionsplätzen dargestellt. Alle drei Modelle berücksichtigen weder thermophysikalische oder hydrochemische Randbedingungen noch parallel ablaufende Reaktionen. Daher sind Ergebnisse meistens nicht auf reale Prozesse übertragbar. Die detailliertesten Modelle basieren auf der Oberflächenkomplexierung. Sie berücksichtigen, dass Sorbate nicht nur elektrostatisch, sondern auch kovalent an die Grenzfläche gebunden werden können. Ergänzend bezieht diese Oberflächenkomplexierung auch pH-Wert und Ioneneffekte ins Modell mit ein (Blume et al.,

2010). Allgemein kann die im Modell abgebildete Reaktion wie folgt beschrieben werden, wobei *GH* die funktionelle Gruppe darstellt (Stumm & Morgan, 1996):



Die anorganische funktionelle Gruppe *GH* kann auch durch *R-OH* (organische funktionelle Gruppe) ersetzt werden. So kann auch eine Dehydratation an der Grenzfläche beschrieben werden. Die Dehydratation wiederum beschleunigt die Kristallbildung an der Grenzfläche zwischen fester und flüssiger Phase (Sigg & Stumm, 2011). Es gibt verschiedene Varianten der Oberflächenkomplexierung, die hauptsächlich in der mathematische Beschreibung der elektrochemischen Doppelschicht variieren (Sparks, 1995).

Alle Modelle, in denen Sorption abgebildet wird, sind immer von der Art und Größe der Oberfläche abhängig. Sie bestimmt die Dimension und Beschaffenheit der an der Grenzfläche auftretenden Reaktionen (Blume et al., 2010). Die charakterisierende spezifische Oberfläche nimmt mit zunehmender Teilchengröße ab (Tabelle 7).

Tabelle 7: Spezifische Oberfläche in Abhängigkeit von der Korngrößenfraktion (Blume et al. 2010)

Korngrößenfraktion	Spezifische Oberfläche
0,063- 2	<0,1
0,002-0,063	0,1 - 1
<0,002	5 - 500

2.6.6. Modelle von Ausfällungen in porösen Medien

Bei der Fällung chemischer Lösung in porösen Körpern gibt es verschiedenste Modellansätze. Manche basieren auf der Porengröße, andere wiederum nicht. So konnten Borgia et al. (2012) anhand der numerischen Modellierung von Salzausfällungen gleichförmige Beschichtungen unabhängig von der Porengröße feststellen (Abbildung 16b). Eine andere Studie zeigt, dass die Fällung in kleineren Poren unterbunden wird (Abbildung 16c) (Emmanuel et al., 2010). Ein dritter Ansatz nach Hedges & Whitlam (2012) prognostiziert, dass Fällung von Mineralen bevorzugt in kleinen Poren stattfindet (Abbildung 16d).

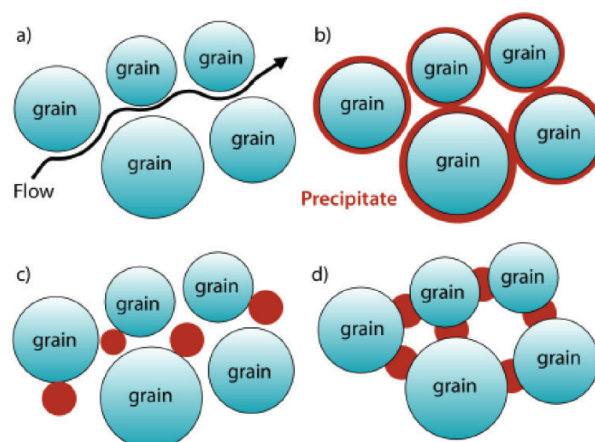


Abbildung 16: Ausfällungsmodelle in porösen Medien (Stack, 2015). **a)** Durchströmungspfad von Wasser durch ein poröses Medium. **b)** Gleichförmige Beschichtung aller Partikel. **c)** Bevorzugte Fällung in größeren Poren. **d)** Bevorzugte Fällung in kleineren Poren.

Ausfällungen in porösen Medien verändern zum einen die Porosität des Gesamtsystems. Für die hydraulische Betrachtung von porösen Medien ist aber vor allem die Permeabilität wichtig (Kap. 2.5.1). Die drei vorgestellten Fällungsmodelle resultieren in unterschiedlichen Permeabilitätsveränderungen aufgrund der Mineralfällung. Das erste Modell (Abbildung 16b) geht von homogener Schichtbildung auf den Partikeln aus. Mit fortschreitender Fällung kann es zur Füllung der Porenhäse kommen. Die großen Poren bleiben aber stets offen und hydraulisch effektiv. So ist nur von einer geringen Abnahme der Permeabilität auszugehen. Der zweite Modellansatz (Abbildung 16c) beschreibt eine Keimbildung ausschließlich in den großen Porenräumen. Da diese großen Porenräume charakteristisch für die Gesamtpermeabilität des Systems sind, wird auch hier die Permeabilität aufgrund der Mineralfällung reduziert. Das dritte Modell (Abbildung 16d) geht von Mineralfällung in den kleineren Porenräumen aus. Da diese kleineren Porenräume zumeist Porenhäse sind, die große Porenräume mit einander verbindet, kann es zur Bildung von geschlossenen Poren kommen. Folglich sind die großen geschlossenen Poren nicht mehr hydraulisch nutzbar. Dies führt zu einer drastischen Verringerung der Gesamtpermeabilität des porösen Mediums. (Stack, 2015)

2.6.7. Kristallwachstum

Das Kristallwachstum untergliedert sich in drei Phasen. Zuerst werden Ionen oder Moleküle an die zu kristallisierende Oberfläche transportiert. In einem zweiten Schritt finden Oberflächenprozesse wie Adsorption, Dehydratation, Oberflächennukleierung oder Ionenaustausch statt. Anschließend werden die nicht kristallisierten Reaktionsprodukte, also Ionen, von der Oberfläche abtransportiert. (Sigg & Stumm, 2011)

Das Kristallwachstum wird durch die stattfindenden Reaktionen gesteuert. Bei transportkontrollierten Prozessen ist das Kristallwachstum vom Konzentrationsgefälle an der Grenzfläche abhängig. Die Kristallwachstumsrate ist umso größer, je mehr Oberfläche verfügbar ist und umso höher die Konzentration der für die Kristallbildung verantwortlichen Spezies ist. Kristallwachstum kann in drei Modelle gegliedert werden. So entstehen mononukleare Schichten bei geringer Übersättigung. Zur polynuklearen Schichtbildung kommt es, wenn sich weitere Oberflächennuclei auf den vorherigen nuklearen Schichten bilden. Defekte in Kristallen führen zu Treppen- oder Schraubenversätzen im Wachstum. (Sigg & Stumm, 2011)

Das Kristallwachstum beginnt mit der Bildung stabiler Kristallisationskeime. Durch Anlagerung weiterer Kat- bzw. Anionen entsteht Kristallwachstum. Dabei ist zwischen homogener und heterogener Nukleierung zu differenzieren. Homogene Keimbildung findet in einer homogenen Lösung mit extrem hoher Übersättigung statt, wohingegen die heterogene Keimbildung auf Adsorption an Fremdpartikeln zurückzuführen ist. In natürlichen Gewässern ist daher die heterogene Keimbildung der maßgebliche Prozess der Kristallbildung. (Sigg & Stumm, 2011)

Die Abhängigkeit des Kristallwachstums von der Fließgeschwindigkeit, der Fluidtemperatur und dem Oberflächenmaterial unter übersättigten Bedingungen ist für dichte Medien untersucht (Vendel & Rasmuson, 2000; Steinberg & Hasson, 1979; Chandler, 1964). Für poröse Medien gibt es allerdings keine Analysen zu diesen Fragestellungen.

3. Methoden

In diesem Kapitel sind die im Forschungsprojekt genutzten Verfahren zusammengefasst. Die Darstellung der Methoden ist nach entsprechender Fragestellung gegliedert. Nichtsdestotrotz wurden einige Verfahren wie z.B. die hochauflösende Rasterelektronenmikroskopie mit energiedispersiver Röntgenmikroanalyse fachübergreifend sowohl für die strukturelle Analyse als auch für die Charakterisierung des Alterationsverhaltens der Brunnenfilter genutzt. Zur Untersuchung der Struktur und Mechanik von Filterelementen kamen standardisierte Verfahren zum Einsatz. Für die Analyse der hydraulischen Eigenschaften sowie des Alterationsverhaltens von porösen PE-Filtern wurden Versuchsstände und Versuchsanordnungen neuentwickelt.

3.1. Methoden zur strukturellen Charakterisierung

3.1.1. Gaspyknometrie

Die Reindichte φ_0 von Festkörpern kann über die Gasverdrängungspyknometrie bestimmt werden. Für die Messung wird ein Probenkörper, dessen Gewicht vorher bestimmt wurde, in die Probenkammer des Instrumentes eingegeben und verschlossen. Während der Messung wird die Probenkammer wieder mit Heliumgas befüllt bis der Druck p_1 erreicht ist. Anschließend wird ein Expansionsventil geöffnet, so dass sich in der expandierten Kammer der Druck p_2 einstellt. Unter Annahme des idealen Gasgesetzes kann mithilfe der beiden Drücke und Volumina das Kornvolumen des Probenkörpers bestimmt werden. Die Untersuchungen wurden am AccuPyc 1330 (Fa. Micromeritics) durchgeführt. Der Messfehler der Methode beträgt 0,06 % (www.micromeritics.com, 2011). Die Reindichte wird aus dem Verhältnis der Probenmasse zum Kornvolumen errechnet (Webb, 2001). Mithilfe der ermittelten Reindichte kann die Rohdichte φ_B und die Gesamtporosität n durch Messung des Gewichts und Erfassung der Maße des Prüfkörpers bestimmt werden:

$$n = 1 - \frac{\varphi_B}{\varphi_0} \quad \text{Gleichung 54}$$

3.1.2. Mikro-Röntgen-Computer Tomographie (μ XCT)

Der strukturelle Aufbau poröser Medien kann anhand der dreidimensionalen zerstörungsfreien Untersuchungsmethode Mikro-Röntgen-Computer Tomographie (μ XCT) charakterisiert werden. Die Untersuchung und Modellierung von porösen Medien gibt einen detaillierten Einblick bezüglich der Porosität und Porenvernetzung (Taud et al., 2005; Ketcham & Carlson, 2001). Die Methode basiert auf Röntgenbestrahlung eines porösen Probenkörpers (Abbildung 17).

Die Mikrotomographie wurde mithilfe des Procon X-Ray CT-Alpha am Institut für Geowissenschaften, Johannes Gutenberg Universität Mainz realisiert. Das Instrument operiert unter 100 kV Beschleunigungsspannung und Strom von 120 μ A. Die bestrahlten Proben waren in einem Abstand von 250 mm zur Röntgenröhre auf einen Drehversteller zur optimalen Vergrößerung und Auflösung befestigt. Es wurden insgesamt 800 Projektionen über einen 360° Winkel mit durchschnittlich 10 Bildern pro Projektion und einer Akquisitionszeit von 1,5 s pro Bild aufgenommen. Die resultierende räumlicher Auflösung betrug 11,4 μ m pro Voxel. Die Bildsegmentierung basiert auf den zwei Phasen Polymer und Porenraum.

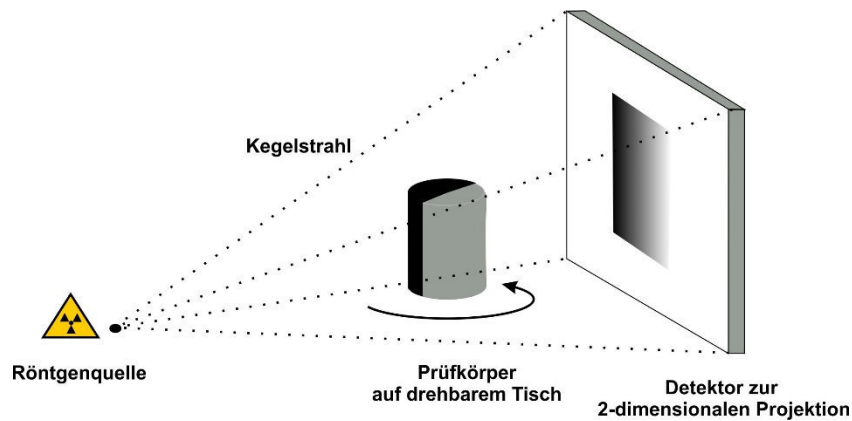


Abbildung 17: Schematische Darstellung zur Funktionsweise der Röntgencomputertomographie

3.1.3. Hochauflösende Rasterelektronenmikroskopie (REM) mit energiedispersiver Röntgenmikroanalyse (EDX)

Diese spezielle Variante des Rasterelektronenmikroskops macht es möglich, Oberflächen von Materialien im Nanobereich mit einer maximalen Auflösung von $10^6:1$ abzubilden (Zhou & Wang, 2007). Die Methode des Environmental Scanning Electron Microscope (ESEM) unter Niedrigvakuumbedingungen eignet sich dafür auch nichtleitende Werkstoffe wie Polymere ohne weitere Präparation zu untersuchen. Genau wie bei einem konventionellen Rasterelektronenmikroskop wird die Probe von einem fokussierten Elektronenstrahl gerastert. Das bei der Wechselwirkung mit der Probe entstehende Signal wird zur Bilderzeugung verwendet. Im ESEM werden Rückstreuielektronen (BSE) für ein materialspezifisches Signal und Sekundärelektronen (SE) für ein topographisches Signal genutzt. (Optics, 1996)

Die porösen Filterelemente wurden anhand des kommerziellen Quanta 200 F (Fa. FEI) Rasterelektronenmikroskop unter Niedrigvakuumbedingungen ($p = 1,2 \text{ mbar}$) für materialspezifische BSE-Aufnahmen untersucht. Der Elektronenstrahl wurde mit einem Durchmesser von 10 nm mit 15 kV beschleunigt. Die visuelle Darstellung von Materialien mittels ESEM im Nanobereich wird durch qualitative Aussagen über die elementaren Bestandteile des betrachteten Materials mit Hilfe von EDX ergänzt.

3.1.4. Korngrößenanalyse

Für die Analyse der Korngrößenverteilung des Rohstoffmaterials der porösen PE-Filter wurde ein Laserpartikelzähler des Typs Mastersizer2000 (Fa. Malvern) eingesetzt. Bei der Partikelzählung werden Partikel kontinuierlich an einer Laserquelle vorbeigeführt (Abbildung 18). Dabei kommt es zur Lichtstreuung, deren Winkel proportional zu ihrer Partikelgröße ist. Mit steigender Partikelgröße verringert sich der zu beobachtende Winkel logarithmisch. Die Intensität der Streuung hängt ebenfalls von der Partikelgröße ab. Je kleiner das Partikelvolumen, desto geringer die Intensität der Lichtreflexe. Die beiden Charakteristika Streuung und Intensität werden von Detektoren analysiert und in elektronische Impulse transformiert. Die Stärke dieser Impulse wird einer Partikelgröße zugeordnet. (Etzler & Sanderson, 1995)

Die Kalkulation der Partikelgröße basiert beim hier genutzten Mastersizer2000 auf der Mie-Streuungs-Theorie (Rawle, 2001). Diese Theorie berücksichtigt opake und transparente Partikel. Die messbare Partikelgröße variiert von $0,1$ bis $2000 \text{ }\mu\text{m}$. Es können Proben in

trockener Form oder als Suspension analysiert werden. Trockene Proben werden mit Druckluft durch die Messzelle geblasen, Suspensionen werden mit destilliertem Wasser verdünnt und durch die Messzelle gepumpt.

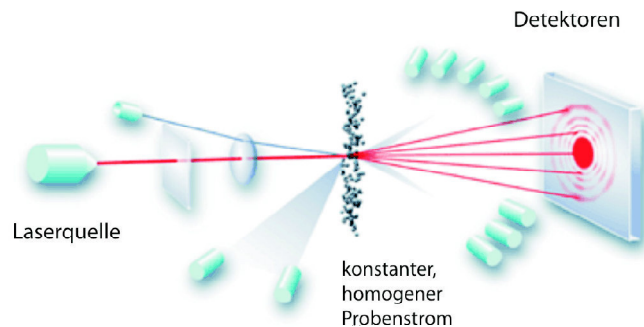


Abbildung 18: Schematische Funktionsweise eines Laserpartikelzählers [verändert nach www.particle.dk (2016)]

3.2. Methoden zur mechanischen Charakterisierung

3.2.1. Einaxiale Druck- und Zugversuche

Beim Druckversuch (DIN EN ISO 604) (Abbildung 19a) und Zugversuch (DIN EN ISO 527) (Abbildung 19b) werden die mechanischen Werkstoffeigenschaften bei einachsiger Druck- oder Zugbeanspruchung bestimmt. Die Spannungsverteilung ist zu Beginn der Versuche homogen über den Probenquerschnitt verteilt. Bei verformungsfähigen Kunststoffen erfolgt im Laufe des Experimentes eine Einschnürung des Probenkörpers. Für den Druckversuch ist eine Druckbelastung, die zur Knickbeanspruchung des Probenkörpers führt, zu vermeiden. (Hellerich et al. 2010)

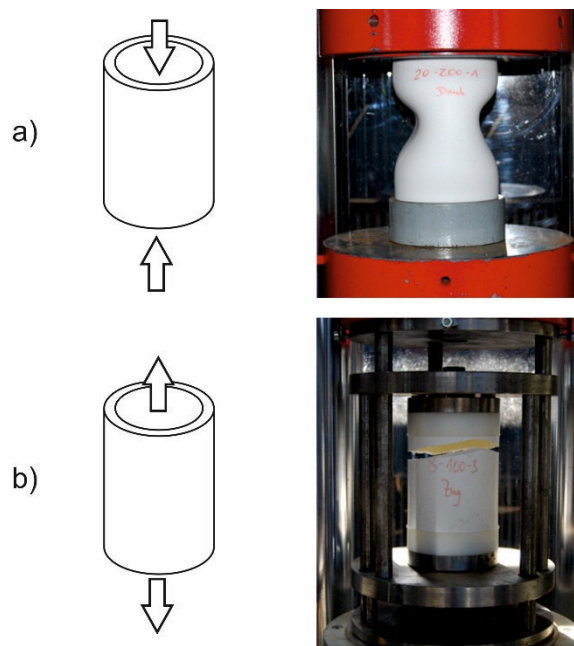


Abbildung 19: Schematische Darstellung und Foto der Festigkeitsuntersuchungen. a) Druckversuch b) Zugversuch

Die Messung erfolgt in Druckprüfmaschinen oder in Druckeinrichtungen von Universalprüfmaschinen mit Einrichtungen zur Aufnahme der Druckspannungs-Stauchungs-Diagramme mit einstellbarer Prüfgeschwindigkeit oder Prüfkraft. Die Experimente wurden mit einer universalen mechanischen Druckpresse Type 102/1000S (Fa. Form+Test, Germany) durchgeführt.

Der Versuch erfolgt unter Laborbedingungen bei 23 °C und 50 % Luftfeuchtigkeit (DIN EN ISO 291) oder vereinbarten Klimabedingungen. Zur besseren Charakterisierung und Beurteilung von Kunststoffen kann es vorteilhaft sein, die Prüfung bei unterschiedlichen Bedingungen (Geschwindigkeit, Temperatur, Vorbehandlung usw.) durchzuführen. (Hellerich et al., 2010)

Mit Hilfe von Festigkeitsanalysen können drei unterschiedliche Festigkeitskennwerte ermittelt werden. Die Spannung an der Streckgrenze σ_{Rp} entspricht der maximalen Spannung während der elastischen Verformung. Die maximale Spannung σ_{Rm} entspricht der Zugfestigkeit ($-\sigma_{Rm}$ entspricht der Druckfestigkeit). Die Spannung σ_{Rc} tritt beim Erreichen der Bruchdehnung auf. Diesen drei Kenngrößen können Dehnungen ε zugeordnet werden. Da die Zug- bzw. Druckfestigkeit und Bruchfestigkeit im Bereich der plastischen Verformung auftreten, wird deren konjugierte Dehnung um den elastischen Anteil reduziert. Die einzelnen Kennwerte sind in einem schematischen Spannungs-Dehnungsdiagramm in Abbildung 20 zur Veranschaulichung dargestellt. Der E-Modul, welcher das Verhältnis aus Spannung und Dehnung im Punkt R_p beschreibt, kann mit σ_{Rp} und ε_{Rp} ermittelt werden.

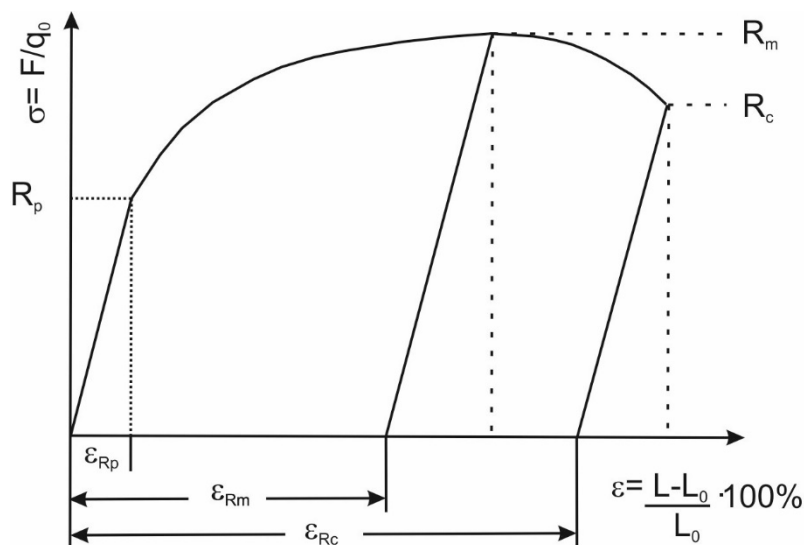


Abbildung 20: Schematisches Spannungs-Dehnungs-Diagramm [verändert nach (Gottstein, 2014)]

3.2.2. Kollapsversuche

Der kritische Beuldruck p_B von Rohren kann nach dem Prüfverfahren zum Kollapsdruck (API Bulletin, 1985) bestimmt werden. So ist die Prüfkörperlänge mindestens zweimal so groß wie der Rohraußendurchmesser. Während des Prüfverfahrens wird die äußere Oberfläche, also die Mantelfläche des Rohres hydraulisch belastet (Abbildung 21). Die Belastungsrate ist hinreichend gering zu wählen, so dass der kritische Beuldruck akkurat ermittelt werden kann.

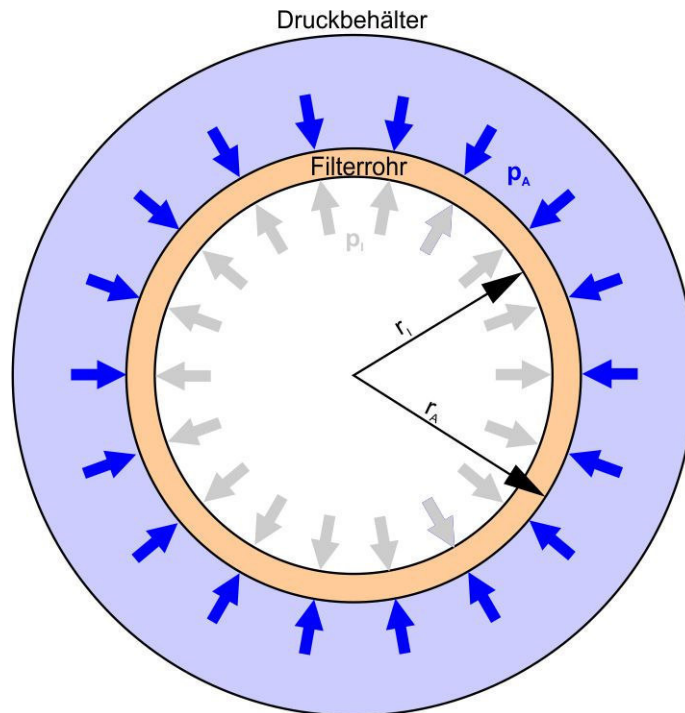


Abbildung 21: Schematische Querschnittsdarstellung der Druckverhältnisse während eines Kollapsversuchs

Für die Kollapsversuche wurden die Filterelemente wasserdicht versiegelt (Abbildung 22). Nach anschließendem Einbau in einen Druckbehälter wurde der Raum zwischen Druckbehälter und Filteraußenfläche mit Wasser befüllt. Mittels sukzessiver Druckerhöhung konnte der Kollapsdruck der Prüfkörper festgestellt werden. Die Prüfgrenze der Anlage liegt bei 10 bar.



Abbildung 22: Prüfstand zur Bestimmung des Kollapsdrucks mit versiegeltem Filterrohrelement

3.3. Methoden zur hydraulischen Charakterisierung

3.3.1. Durchlässigkeit nach Darcy

Um die hydraulischen Eigenschaften von Filterelementen unter variierenden thermophysikalischen und hydrochemischen Bedingungen zu untersuchen, wurde ein Versuchsstand entwickelt (Rüther et al., 2013). Das Messprinzip basiert auf dem Darcy-Versuch nach DIN 18130-1 (1998) zur Bestimmung der Permeabilität poröser Medien. Das Experiment ist ein offener Kreislauf mit einem Volumen von etwa einem Kubikmeter. Im Kreislauf ist vor und nach Passage des Fluids durch das Filterelement entsprechende Messtechnik geschaltet, um dessen Temperatur, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert zu überprüfen (Abbildung 23). Das untersuchte Filterelement wird während des Versuchs von innen nach außen durchströmt. Bei der Durchströmung des Filters sind stationäre Druckverhältnisse durch eine konstante Standrohrspiegelhöhe H während des Versuchs gewährleistet. Das durchströmte Medium ist über die Filterwandstärke ($r_A - r_I$) und die Filterhöhe h definiert. Mit diesen Charakteristika kann die hydraulische Durchlässigkeit k_f für die einzelnen Filterelemente volumetrisch bestimmt werden unter der Annahme linear laminarer Strömungsbedingungen.

$$k_{f, \text{Filter}} = \frac{Q \cdot (r_A - r_I)}{\pi \cdot h \cdot H \cdot (r_A + r_I)} \quad \text{Gleichung 55}$$

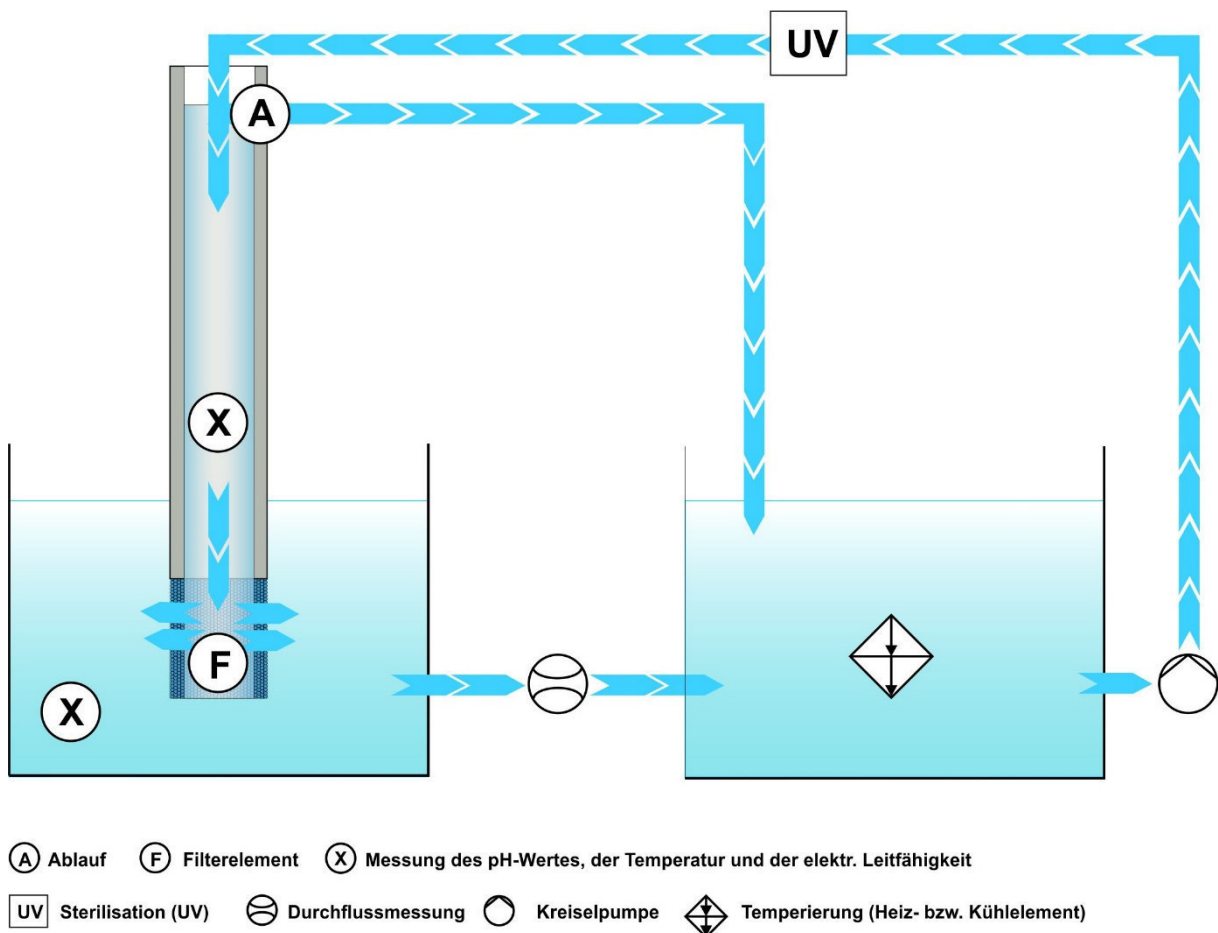


Abbildung 23: Schematische Darstellung des Versuchsstands zur Untersuchung der Durchlässigkeit von Brunnenfiltern

3.3.2. Durchfluss mit Ultraschall

Die Langzeitmessung des Durchflusses in einem Rohr mit gekoppelter Temperaturmessung des Fluids erfolgt mittels Ultraschalldurchflussmessgerät (Fa. Geotechnik Lehr) (Abbildung 24). Das Messprinzip basiert auf dem Laufzeitverfahren. Hierbei dienen zwei fest installierte Ultraschallwandler innerhalb des durchströmten Rohrs als Sender und Empfänger des Ultraschallimpulses. Die Ausbreitungsgeschwindigkeit des Schalls überlagert sich mit der Strömungsgeschwindigkeit des Fluids. Die Ausbreitungsgeschwindigkeit des Schalls entlang der Strömung ist größer als entgegen der Strömung. Es ergibt sich eine Laufzeitdifferenz, welche proportional zur mittleren Fließgeschwindigkeit des Fluids ist. (Schrüfer et al., 2012)

Die Messgenauigkeit des Durchflusses entspricht $\pm 0,5 \%$ der Strömungsgeschwindigkeit. Die untere Messgrenze des Durchflusszählers entspricht $12 \text{ l}\cdot\text{h}^{-1}$. Der Nenndurchfluss variiert zwischen $50 \text{ l}\cdot\text{h}^{-1}$ und $12500 \text{ l}\cdot\text{h}^{-1}$. Der Temperaturmessbereich reicht von 0 bis 40°C , mit einer Genauigkeit von $\pm 0,02^\circ\text{C}$ (Fa. Diehl).

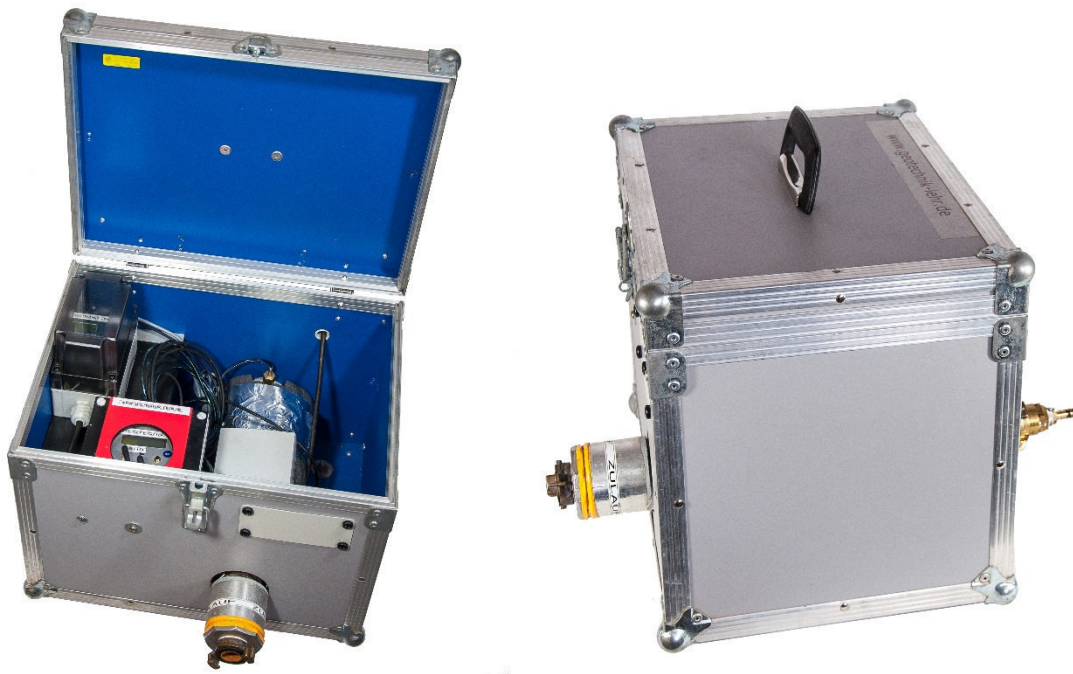


Abbildung 24: Fotos des Ultraschalldurchflussmessgeräts (Fa. Geotechnik Lehr). a) Messtechnik b) Seitenansicht mit Zu- und Ablauf

3.4. Methoden zur hydrochemischen Charakterisierung

3.4.1. Atomabsorptionsspektrometrie

Die Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) ist eine spektralanalytische Methode zum qualitativen Nachweis und der quantitativen Bestimmung von chemischen Elementen nach DIN 51401 (2010). Die Analytik basiert auf der Absorption optischer Strahlung durch freie Atome im Gaszustand, wie im Planckschen Gesetz (1900) beschrieben. Bei der AAS wird die zu untersuchende flüssige Probe in einer heißen Flamme verdampft und atomisiert. Das verdampfte Material absorbiert dann Licht elementspezifischer Strahlung (Voigt & Wippermann, 1998). Diese Absorption der Strahlungsintensität steht in direktem

Zusammenhang mit der Anzahl an absorbierten Atomen. Gemessen wird die Absorption über die Extinktion. Nach dem Lambert-Beer'schen Gesetz (1852)(Gleichung 56) entspricht die Extinktion E_λ dem logarithmischen Verhältnis aus Strahlungsintensität vor (I_0) und nach (I_1) der Absorption. Die Extinktion setzt sich auch aus dem Extinktionskoeffizient ϵ_λ , dem Stoffmengenanteil der absorbierenden Substanz c und der Schichtdicke des durchstrahlten Körpers d_K .

$$E_\lambda = \lg\left(\frac{I_0}{I_1}\right) = \epsilon_\lambda \cdot c \cdot d_K \quad \text{Gleichung 56}$$

Das genutzte Atomabsorptionsspektrometer contrAA 300 (Analytik Jena) basiert auf der Flammentechnik. Die zu untersuchende Wellenlänge reicht von 185 bis 900 nm. Diese Methode wurde für den Nachweis von Eisen und Mangan in Wasserproben genutzt. Die Nachweisgrenzen dieser Elemente liegen bei $0,06 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Eisen) und $0,02 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Mangan).

3.4.2. Ionenchromatographie

Die Ionenchromatographie ist eine besondere Art der Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (HPLC). Sie wird genutzt für die qualitative sowie quantitative Bestimmung von Ionen, Proteinen und Säuren genutzt (Weiß, 1991). Hierbei können eine Vielzahl von Kationen und Anionen untersucht werden. Die Analytik beruht auf einem unterschiedlichen Verteilungsgleichgewicht zwischen stationärer und mobiler Phase des zu analysierenden Ions innerhalb einer Trennsäule. Kat- bzw. Anionen benötigen zur Trennung unterschiedliche Trennsäulen mit geeigneten Eluenten. Die Trennsäulen sind mit Polymeren befüllt, deren Oberflächen als Ionenaustauscher agieren. Die mobile Phase setzt sich aus einem Puffer zusammen (Voigt & Wippermann, 1998). Die Substanz verlässt nach einer bestimmten Retentionszeit die Trennsäule und wird in der mobilen Phase detektiert. Das genutzte Messgerät Dionex ICS 90 nutzt die isokratische Ionenanalyse mittels Leitfähigkeitsdetektion. Die nachweisbare Leitfähigkeit kann zwischen 0 und $10000 \mu\text{S}$ variieren. Die Signalintensität hängt von der Probenmenge ab.

3.4.3. Röntgenfluoreszenzanalyse

Mit der Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) können chemische Elemente zerstörungsfrei qualitativ und quantitativ nach DIN 51418-1 (2008) bestimmt werden. Hierbei wird eine Probe mit hochenergetischer Röntgenstrahlung bestrahlt, so dass es zur elementcharakteristischen Röntgenfluoreszenz kommt (Voigt & Wippermann, 1998). Über die Intensität der Fluoreszenzstrahlung kann auf die Elementkonzentration nach Anwendung entsprechender Korrekturalgorithmen geschlossen werden. Das für die Analysen verwendete wellenlängendispersive Spektrometer S8 Tiger 3K (Fa. Bruker) beugt die emittierte Fluoreszenzstrahlung an einem Analysatorkristall, so dass die Strahlung sich in die verschiedenen Wellenlängen aufteilt und detektiert werden kann. Nach der Bragg'schen Gleichung (1913) können dann die charakteristischen Wellenlängen zugeordnet werden. Die Feststoffproben wurden im Vakuum gemessen. Das Messgerät verfügt über acht verschiedene Analysatorkristalle, die je nach Energie der Fluoreszenzstrahlung genutzt werden. Die Elementnachweisgrenze liegt bei $1 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$.

3.4.4. Röntgendiffraktometrie

Die Röntgendiffraktometrie (XRD) basiert auf der Beugung von Röntgenstrahlung an Kristallgittern. Die Methode zur Phasenanalyse beruht auf der Braggschen Gleichung (1913). In der hier genutzten Pulverdiffraktometrie ist die Wellenlänge der verwendeten Röntgenstrahlung bekannt. Der Beugungswinkel 2θ ist messbar. So kann der Netzebenenabstand der untersuchten Substanz berechnet und anhand der Reflexlage die Substanz ermittelt werden (Hiltmann & Stribny, 1998). Die XRD wurde für eine qualitative Analyse von Brunnenbelägen genutzt. Das Messgerät Rigaku SmartLab ist mit einer Kupferanode, einem NaI-Szintillator sowie einem Drehanodengenerator (9 kW) ausgestattet. Das θ/θ Kreislauf-Kristallwinkelmesser-System ist durch einen Goniometerradius von 300 mm charakterisiert. Die minimale Schrittweite während der Analyse beträgt $\theta = 0,0001^\circ$.

3.4.5. Spektralphotometrie

Photometrie basiert auf dem Prinzip der Lichtschwächung hervorgerufen durch Absorption. Die Bestrahlung farbiger Moleküle führt aufgrund von Absorption von Licht zur Abschwächung der Transmission. Diese Intensitätsschwächung wird als Extinktion beschrieben. Mithilfe des Lambert-Beer'schen Gesetzes (Gleichung 56) kann die Konzentration der sich in Lösung befindlichen Spezies bestimmt werden. Die photometrischen Analysen wurden mit dem Spektralphotometer SPECORD® 200 PLUS (Analytik Jena AG) durchgeführt. Die Messungen erfolgten bei einer Wellenlänge von 508 nm.

3.4.6. Versinterungsversuch

Der experimentelle Aufbau zur Charakterisierung des Versinterungsverhaltens von porösen Filterelementen im Labor entspricht dem Versuchsaufbau für die Analyse der Filterdurchlässigkeit (Abbildung 23)(Kap.3.3.1). Das Prüfverfahren findet in einem offenen System unter atmosphärischen Bedingungen statt. Die Parameter pH-Wert, Temperatur und elektrische Leitfähigkeit des Fluids werden vor und nach dem Filterelement aufgezeichnet. Die Filterdurchlässigkeit $k_{f, Filter}$ wird volumetrisch bestimmt. Die Temperierung des Fluids wird durch ein Spiralheizelement reguliert. Zur Sterilisation des Systemwassers erfolgt eine permanente Bestrahlung mit ultraviolettem Licht.

Die Filterrückstände in den Filterelementen werden gravimetrisch erfasst. Dazu wird das Trockengewicht der Filterelemente vor dem Experiment mit der Präzisionswaage PA413 (Ohaus Corporation) ermittelt. Die Präzisionswaage hat einen Messbereich von 0 bis 410 g bei einer Auflösung von 0,001 g. Die Messgenauigkeit liegt bei regelmäßiger und korrekter Kalibrierung bei $\pm 0,002$ g.

Des Weiteren werden die Ablagerungen mittels ESEM-EDX (Kap.3.1.3) qualitativ und quantitativ untersucht.

3.4.7. Verockerungsversuch

Zur Evaluierung des Verockerungsverhaltens poröser PE-HD- Filterelemente in Abhängigkeit der Fluidtemperatur wurde ein Verfahren zur Abbildung von Verockerung an Brunnenfilter in Anlehnung an den Modellversuch nach Henkel et al. (2012) konzipiert. Der experimentelle Aufbau der Verockerungsanlage wurde von Ratz (2015) und Schindler (2016) mitentwickelt. Ein Reaktionstank (System) als zentrales Element repräsentiert einen Grundwasserleiter mit drei Vertikalfilterbrunnen (Abbildung 25). Die hydraulischen Druckverhältnisse im Reaktionstank entsprechen einem freien Grundwasserleiter. Die Instrumente außerhalb des Reaktionstanks dienen der Aufbereitung, Regulierung und Kontrolle des Systemwassers. Der Versuch wurde in Form eines geschlossenen Kreislaufs aufgebaut. Insgesamt fasst der Versuch ein Volumen von etwa 95 l.

Die kontrollierte Zufuhr von FeCl_2 -Lösung am Zugabepunkt 2 (Z2) ermöglicht eine konstante Eisen(II)konzentration im Reaktionstank. Durch die Zugabe an Fe^{2+} in das System wird aufgrund der sauerstoffzehrenden Verockerungsreaktion der Restsauerstoff aus dem Systemwasser entzogen.

Zur Überprüfung der Eisen(II)-konzentration vor und nach der Verockerungsreaktion werden an den Punkten *FE 1* und *FE 2* Wasserproben entnommen. Die Konzentration an gelöstem Eisen wird umgehend anhand der 1,10-Phenantrolinkomplex-Methode spektralphotometrisch bestimmt (Kap. 3.4.5). Hierbei geht das Eisen(II) eine Komplexbindung mit dem 1,10-Phenantrolin ein und es bildet sich der orange bis rot gefärbter Fe^{2+} -Phenantrolinkomplex. Die charakteristische Intensität der Rotfärbung dient als Indikator für die Konzentration an Fe^{2+} .

Der pH-Wert wird über die Zugabe von schwach konzentrierter Natronlauge an den Zugabepunkten *Z1* und *Z3* geregelt. Die Dosiermenge der Natronlauge wird an die permanente Messung des pH-Wertes in *M1* (Ablauf) und *M2* (Zulauf), sowie durch die Änderung der Fließrate der Natronlauge am Punkt *Z3* angepasst.

Bevor das Fluid in den Reaktionstank strömt, wird die Diffusion der zugeführten Chemikalien in einer Mischzelle (*MZ*) beschleunigt. Zur Einleitung der Verockerungsreaktion erfolgt eine druckluftbasierte Sauerstoffzufuhr bei einem Druck von $p = 0,65$ bar.

In *M1* werden pH-Wert, Sauerstoffkonzentration und Temperatur mittels fest installierten Messelektroden aufgezeichnet und dauerhaft digital angezeigt. In *M3* (System) werden pH-Wert, Sauerstoffkonzentration, elektrische Leitfähigkeit sowie das Redoxpotential gemessen. Diese Messzelle befindet sich innerhalb des Reaktionstanks. Dieses permanente Monitoring erfolgt mit dem Multidatenlogger MANTA SUB 2 (Eureka Water Probes).

Die Temperierung des Systemwassers erfolgt durch ein Spiralheizelement *TEMP* im Tank. Zur Beseitigung mikrobiologischer Organismen wird das Systemwasser mit ultravioletter Licht (*UVC*) bestrahlt. Die chemische Verockerungsreaktion im Filternahbereich führt zur Bildung von geringlöslichen Eisenhydroxiden. Diese oxidierten Eisenhydroxide werden in dahinter positionierten Filterzellen (*FZ1*, *FZ2*) zurückgehalten. Diese Aufbereitungsmaßnahmen führen zum mechanischen Entzug des gesamten Sauerstoffs des Systemwassers vor dem Wiedereintritt in den Reaktionstank. Der Systemdurchfluss wird mit dem Ultraschallmessgerät (Fa. Geotechnik Lehr) in *Q* ermittelt.

Die Filtrerrückstände in den Filterelementen werden nach Versuchsende gravimetrisch erfasst (Kap.3.4.6). Die sich während des Ablagerungsvorgangs gebildeten Mineralfällungen werden mittels ESEM-EDX (Kap.3.1.3) qualitativ und quantitativ analysiert.

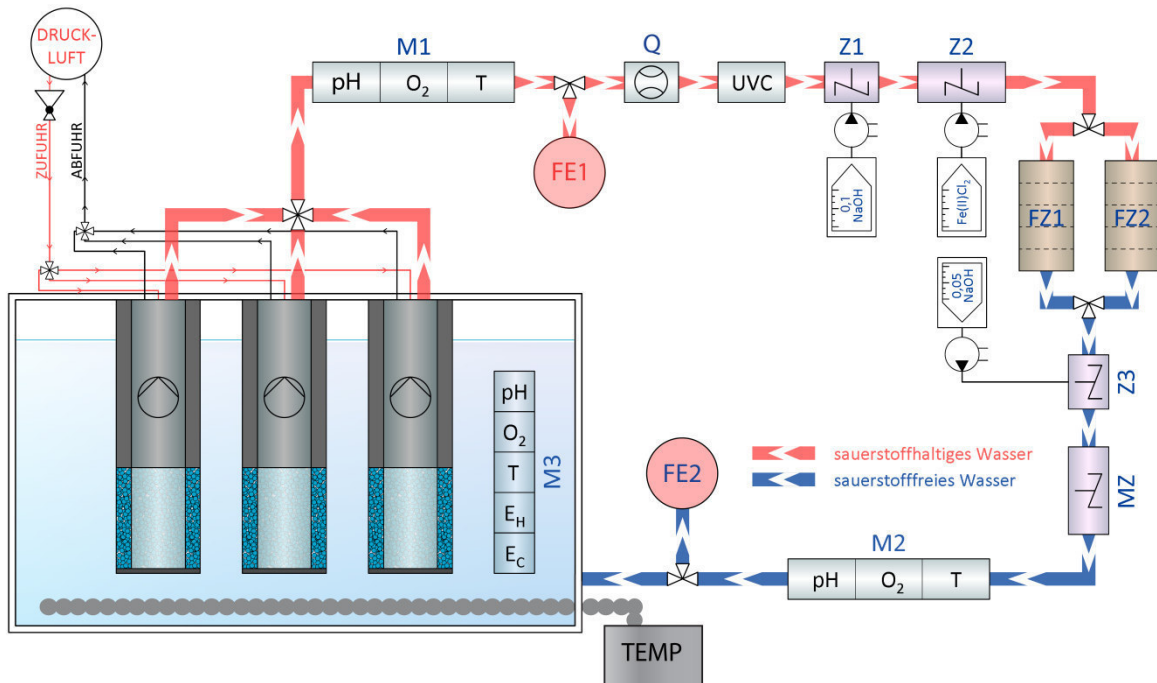


Abbildung 25: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus zur Verockerung von porösen Brunnenfilterelementen (Schindler, 2016)

3.5. Statistische Auswertung erhobener Daten

Neben der Betrachtung von Mittelwerten \bar{x} und Standardabweichungen σ_x sind die ermittelten strukturellen und mechanischen Daten anhand der Weibullanalyse (1951) interpretiert worden. Mithilfe der Weibull-Verteilung ist es möglich einen mittleren Kennwert x_m abzuschätzen. 63,2 % aller untersuchten Proben erreichen diesen durchschnittlichen Kennwert. Der mit dieser Methode bestimmte Indikator m lässt eine Aussage über die Genauigkeit der Datenreihe zu. Umso größer m , desto geringer ist die Streuung der Daten. Homogene Datenmengen sind durch m größer als 25 gekennzeichnet. Die Aussagen dieser Daten sind sehr zuverlässig. Eine vertrauenswürdige Aussage kann mit Datenreihen ab einem m von zehn getroffen werden.

$$\ln \ln \frac{1}{1-F} = m \cdot \ln x - m \cdot \ln x_m \quad \text{Gleichung 57}$$









4. Experimentelles

In diesem Kapitel sind die unterschiedlichen Experimente und die Versuchsbedingungen erläutert. Diese Darstellung verdeutlicht, die interdisziplinäre Fragestellung des Forschungsprojektes. Aufgrund der Diversität an Experimenten konnte nicht gewährleistet werden, alle Filtertypen in jedem Versuch zu analysieren. Die variierende Untersuchung verschiedener Filtertypen ermöglichte nichtsdestotrotz eine zufriedenstellende Charakterisierung der porösen Polyethylenfilterelemente bezüglich geothermischer Nutzung.

4.1. Untersuchte Filtertypen

Hauptfokus dieser Studie lag auf der ingenieurtechnischen Beurteilung hochdichter, poröser Polyethylenfilterelementen (PE-HD) für die Anwendung im geothermischen Brunnenbau. Zum Vergleich wurden Untersuchungen an konventionellen geschlitzten Hart-Polyvinylchloridfiltern (PVC-U-Filter) nach DIN 4925-1 (2014) herangezogen. Die analysierten Filtertypen sind neben dem Werkstoff und der Herstellungsart allerdings auch nach Öffnungs- bzw. Porenweite unterteilt. In Tabelle 8 sind die untersuchten Filtertypen bezüglich ihrer Maße dargestellt. Die vorgegebene Nomenklatur setzt sich zum einen aus dem Filtermaterial und der Poren- bzw. Schlitzweite zusammen. Zum Beispiel wird der Filter aus PE-HD mit Porenweite 200 μm mit PE-HD-200 abgekürzt. Im Folgenden werden die analysierten Filtertypen entsprechend dieser Nomenklatur benannt.

Tabelle 8: Untersuchten Filtertypen unterteilt nach Filtermaterial, Filtertyp und Öffnungsweite

Nomenklatur	Farbcode	Filtermaterial	Filtertyp	Öffnungsweite [μm]
PE-UHMW-20		PE-UHMW	porös	20
PE-UHMW-40		PE-UHMW	porös	40
PE-UHMW-80		PE-UHMW	porös	80
PE-HD-200		PE-HD	porös	200
PE-HMW-500		PE-HMW	porös	500
PVC-300		PVC (hart)	geschlitzt	300
PVC-500		PVC (hart)	geschlitzt	500
PVC-750		PVC (hart)	geschlitzt	750

4.2. Strukturelle Charakterisierung

Für die Bestimmung der Rohdichte bzw. Porosität sind Maße und Gewicht über die gesamte Projektdauer von insgesamt 678 Filterelementen aufgezeichnet worden. Die Reindichte der Filterelemente wurde stichprobenartig ermittelt.

Für die Begutachtung des strukturellen Aufbaus der porösen Filtertypen PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE-HMW-500 wurden einzelne Proben mittels ESEM und μ XCT analysiert. Die Maße der untersuchten Porenkörper betrugen 10x10x2 mm (LxBxH). Die analysierten Proben wurden teils aus dem Filter gesägt, teils herausgebrochen.

Für die gleichen Filtertypen wurde die Korngrößenverteilung des Rohstoffmaterials ermittelt. Auf die Analyse des Filtertyps PE-UHMW-20 und PE-UHMW-80 konnte aufgrund der strukturellen Gleichartigkeit zum Filtertyp PE-UHMW-40 verzichtet werden. Exemplarisch wurde am Filtertyp PE-HD-200 der Anteil an geschlossener und vernetzter Porosität bestimmt.

4.3. Mechanische Charakterisierung

Die Versuche zur Druck- und Zugfestigkeit wurden kraft geregelt gesteuert. Die Kraftzunahme entsprach 250 Ns^{-1} . Die Experimente zur Druckfestigkeit fanden bei verschiedenen Temperaturen statt (10, 25 und 40°C), um diverse oberflächennahe geothermische Bedingungen abzubilden. Für die Druckversuche wurden die Filterelemente vor dem Versuch erwärmt bzw. gekühlt. Zyklische Druckversuche, sowie Zugversuche fanden bei Raumtemperatur von 25°C statt. Die Untersuchungen zum Kollapsdruck an porösen Filterelementen fanden bei 20°C Fluid- und Raumtemperatur statt. Die einzelnen mechanischen Experimente sind in Tabelle 9 aufgelistet.

Tabelle 9: Anzahl der mechanischen Untersuchungen

Filtertyp	Einaxiale Druckversuche bei 10/25/40 $^\circ\text{C}$	Einaxiale zyklische Druckversuche bei 25°C	Einaxiale Zugversuche bei 25°C	Radialer Kollapsdruck bei 20°C
PE-UHMW-20	16/20/17	10	23	4
PE-UHMW-40	20/17/18	10	15	10
PE-UHMW-80	-/-/-	-	13	9
PE-HD-200	14/20/20	11	15	11
PE-HMW-500	20/18/18	10	11	14
PVC-300	13/8/12	-	-	-
PVC-500	18/14/18	-	-	-
PVC-750	14/18/15	-	-	-

Die Maße der untersuchten Filterelemente variiert von Experiment zu Experiment. So betrug die Prüfkörperlänge der Druckversuche 200 mm. Für die Zugversuche wurden Filterelemente der Länge 100 mm eingesetzt. Der Außendurchmesser der untersuchten Filtertypen variiert zwischen 125 mm (PE-Filter) und 113 mm (PVC-Filter). Zur Charakterisierung des kritischen Beuldrucks kamen poröse Filtertypen unterschiedlicher Durchmesser und Längen zum Einsatz. Die Prüfkörperlänge der Filterelemente mit Außendurchmesser 75 mm betrug 1 m, bei Außendurchmesser 125 mm war die Länge 1,5 m und bei Außendurchmesser 180 mm betrug die Länge 2 m.

4.4. Hydraulische Charakterisierung

Zur Untersuchung der Durchlässigkeit von Kunststoffbrunnenfilterelementen wurden ca. 1400 Einzelexperimente durchgeführt (Tabelle 10). Bei diesen Tests wurden die hydraulischen Eigenschaften der verschiedenen Brunnenfilterelemente unter variierenden hydrochemischen und thermophysikalischen Bedingungen analysiert. Zum einem ist die Durchlässigkeit der Filterelemente bei unterschiedlichen Fluidtemperaturen bestimmt worden. Zusätzlich wurden die Kurzzeitexperimente mit Fluiden starker und schwacher Mineralisierung durchgeführt, um den Einfluss der Grundwasserbeschaffenheit auf das hydraulische System zu untersuchen.

Tabelle 10: Anzahl der Experimente zur Bestimmung der hydraulischen Kennwerte

Fluidtemperatur [°C]	Wassertyp [-]	Filtertyp [-]	Poren/Schlitzweite [μm]	Anzahl der Messungen [-]
15	2	porös	20	29
15	2	porös	40	30
15	2	porös	200	27
15	2	porös	500	18
20	2	porös	20	24
20	2	porös	40	18
20	2	porös	200	18
20	2	porös	500	18
25	2	porös	20	9
25	2	porös	40	11
25	2	porös	200	9
25	2	porös	500	9
35	2	porös	20	19
35	2	porös	40	17
35	2	porös	200	19
35	2	porös	500	19
40	2	porös	20	24
40	2	porös	40	19
40	2	porös	200	18
40	2	porös	500	18
15	2	geschlitzt	300	16
15	2	geschlitzt	500	18
15	2	geschlitzt	750	15
20	2	geschlitzt	300	15
20	2	geschlitzt	500	18
20	2	geschlitzt	750	18
25	2	geschlitzt	300	9
25	2	geschlitzt	500	9
25	2	geschlitzt	750	9
35	2	geschlitzt	300	12
35	2	geschlitzt	500	9
35	2	geschlitzt	750	9
40	2	geschlitzt	300	12
40	2	geschlitzt	500	18
40	2	geschlitzt	750	18
Gesamt				578

Fluidtemperatur [°C]	Wassertyp [-]	Filtertyp [-]	Poren/Schlitzweite [μm]	Anzahl der Messungen [-]
10	1	porös	20	40
10	1	porös	40	27
10	1	porös	200	37
10	1	porös	500	18
15	1	porös	20	21
15	1	porös	40	30
15	1	porös	200	18
15	1	porös	500	18
20	1	porös	20	51
20	1	porös	40	48
20	1	porös	200	93
20	1	porös	500	57
25	1	porös	20	10
25	1	porös	40	9
25	1	porös	200	9
25	1	porös	500	9
35	1	porös	20	21
35	1	porös	40	30
35	1	porös	200	28
35	1	porös	500	24
40	1	porös	20	31
40	1	porös	40	19
40	1	porös	200	20
40	1	porös	500	18
15	1	geschlitzt	300	9
15	1	geschlitzt	500	9
15	1	geschlitzt	750	9
20	1	geschlitzt	300	15
20	1	geschlitzt	500	15
20	1	geschlitzt	750	15
25	1	geschlitzt	300	9
25	1	geschlitzt	500	9
25	1	geschlitzt	750	9
35	1	geschlitzt	300	9
35	1	geschlitzt	500	9
35	1	geschlitzt	750	9
40	1	geschlitzt	300	9
40	1	geschlitzt	500	9
40	1	geschlitzt	750	9
Gesamt				839

In Abbildung 26 und Abbildung 27 sind die thermophysikalischen Eigenschaften in Abhängigkeit der Temperatur der verschiedenen Fluidtypen dargestellt. Wassertyp 1 entspricht hoch mineralisiertem Wasser, Wassertyp 2 niedrig mineralisiertem Wasser und Typ 3 entionisiertem Wasser. Wassertyp 2 ist eine Mischung aus Wassertyp 1 und 3. Die Diagramme geben eine tendenzielle Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit sowie eine Abnahme der

dynamischen Viskosität der Wassertypen mit zunehmender Fluidtemperatur wieder. Obwohl die elektrische Leitfähigkeit des Wassertyps 2 etwa um den Faktor zehn den des Wassertyps 3 übertrifft (Abbildung 26), konnte keine Abweichung der dynamischen Viskosität für die beiden Wassertypen festgestellt werden (Abbildung 27).

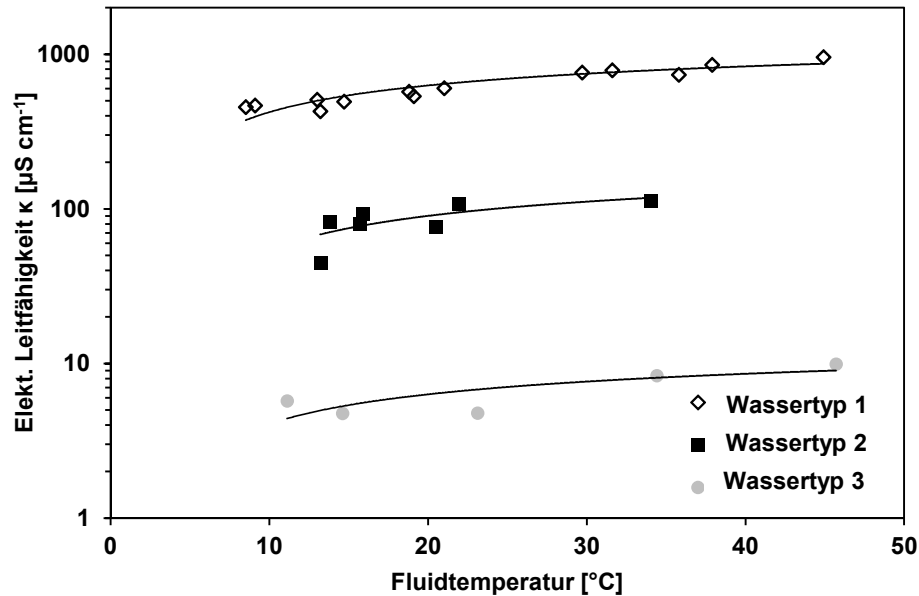


Abbildung 26: Elektrische Leitfähigkeit in Abhängigkeit der Fluidtemperatur der eingesetzten Wassertypen

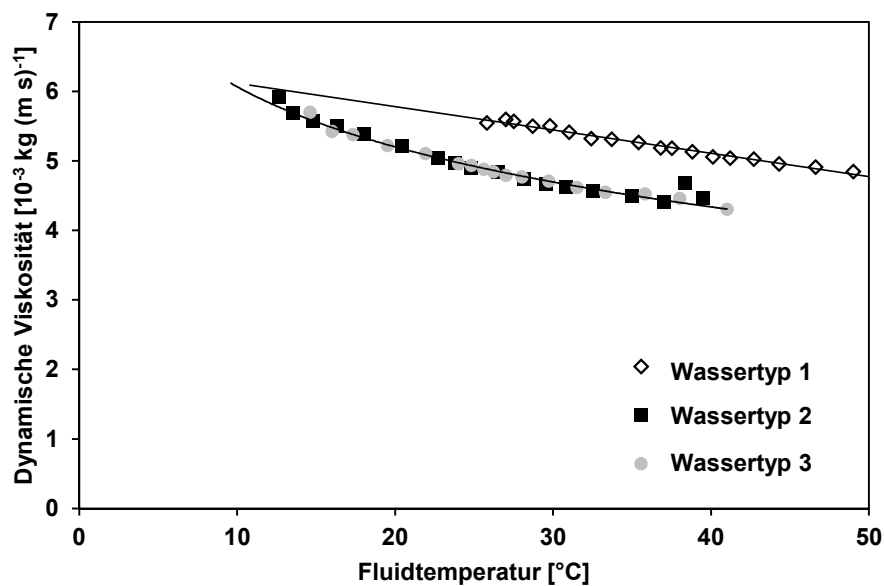


Abbildung 27: Dynamische Viskosität in Abhängigkeit der Fluidtemperatur der eingesetzten Wassertypen

Es wurden Filter unterschiedlicher Prüfkörperlänge von 100 bis 200 mm auf ihre hydraulischen Eigenschaften untersucht. Zusätzlich fanden Experimente an porösen PE-Filterelementen mit variierenden Filterdurchmessern bzw. Filterwandstärken statt. Abschließend sind in einer ergänzenden Studie die Einflüsse von Filterverstärkungen auf die hydraulische Leitfähigkeit der porösen PE-HD-Filterelemente analysiert worden.

4.5. Charakterisierung des Alterationsverhaltens

4.5.1. Testfeld Aschaffenburg

Das Testfeld bei Aschaffenburg wurde im Herbst 2011 errichtet. Es dient zum direkten Vergleich der hydraulischen Eigenschaften und der Beurteilung des Alterationsverhaltens von fünf Brunnen, die mit unterschiedlichem Filtern ausgestattet sind (Abbildung 28). Zwei der Brunnen dienen als Grundwassermessstellen. Die übrigen drei Brunnen sind 4 m tief, wobei die Filterstrecke mit 2 m Länge installiert worden ist (Abbildung 29). Die Brunnen ($\varnothing_{\text{innen}} = 4''$) sind ausgestattet mit Filtertyp PE-HD-200 (B I), PVC-500 (B IV) und PE-HMW-500 (B V) (Tabelle 11). Der laterale Abstand zwischen den Brunnen liegt bei 1,9 m. Die Brunnen im Testfeld wurden nach Einbau planmäßig nicht normgerecht entwickelt, um Alterung der Brunnen zu beschleunigen. Folglich war es innerhalb von zwei Jahren möglich eine umfassende Analyse des Alterationsverhaltens in den installierten Brunnen durchzuführen. Im Frühjahr 2013 wurde das Testfeld vom Bauherrn rückgebaut. So war es nicht möglich, wie ursprünglich geplant, über einen Zeitraum von mindestens drei Jahren die Brunnen zu untersuchen.



Abbildung 28: Foto des Testfeldes Aschaffenburg mit fünf Brunnen mit unterschiedlichen Filtertypen

Tabelle 11: Allgemeine Übersicht der installierten Brunnen des Testfeldes Aschaffenburg

Nr.	Funktion	Filtertyp	Material
I	Brunnen	PE-HD-200	PE-HD
II	GWM	-	Kiesbelagfilter
III	GWM	-	PVC-U
IV	Brunnen	PVC-500	PVC-U
V	Brunnen	PE-HMW-500	PE-HMW

Die Brunnen wurden für hydraulische und hydrochemische Untersuchungen genutzt. Im den Jahren 2011 bis 2013 wurden an diesen Brunnen Leistungspumpversuche mit drei oder fünf Pumpstufen durchgeführt. So konnte die Leistungscharakteristik der einzelnen Filtertypen direkt quantifiziert und am Standort unter gleichen Bedingungen mit den jeweils anderen Brunnen verglichen werden (Rüther & Sass, 2014).

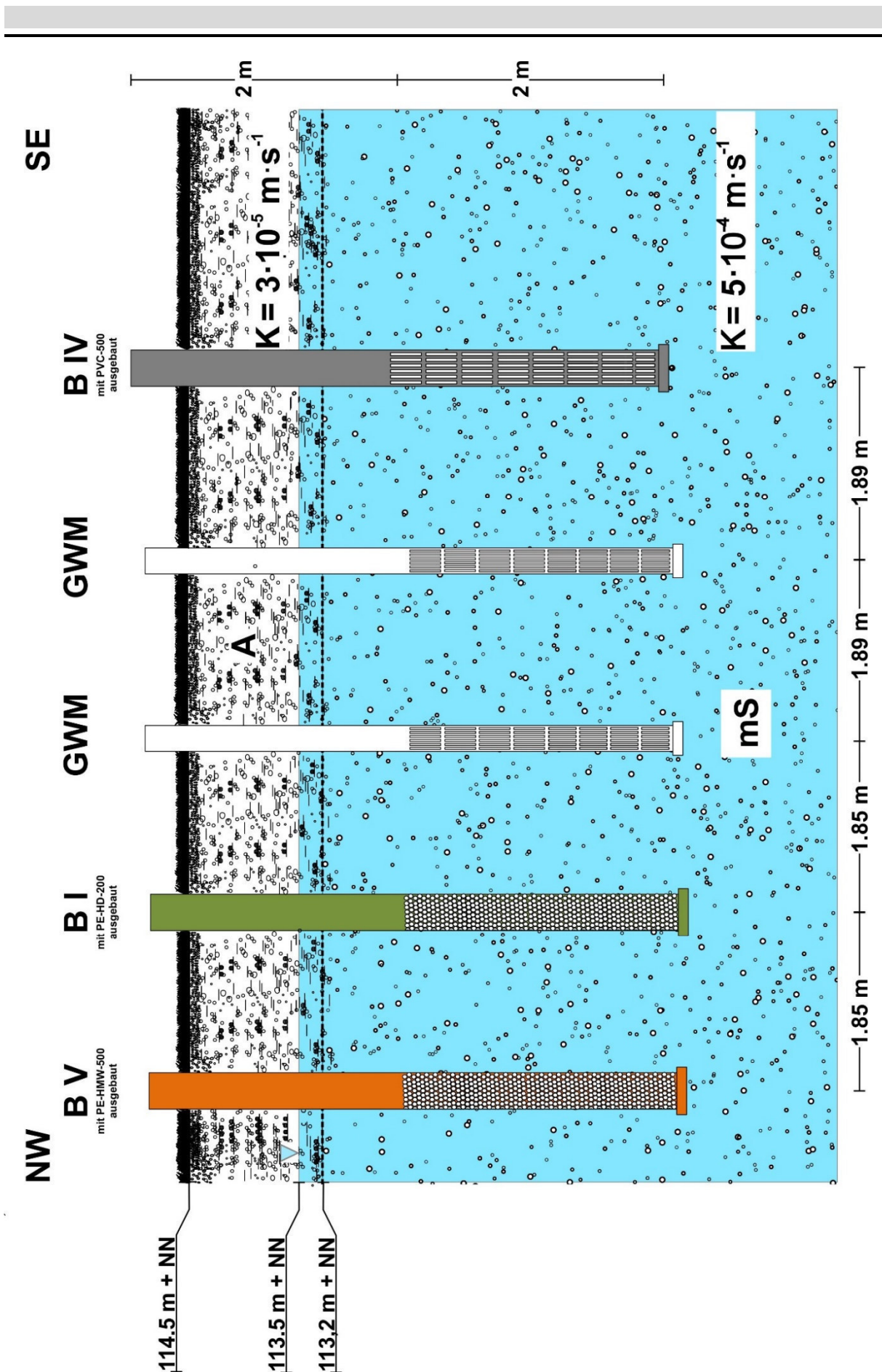


Abbildung 29: Schematische Darstellung des Testfeldes Aschaffenburg

Zusätzlich wurde der Durchlässigkeitsbeiwert der Filterelemente nach Deinstallation des Brunnentestfeldes im Labor ermittelt (Kap. 3.3.1). Im Feld wurden die hydrochemischen und thermophysikalischen Feldparameter des Grundwassers analysiert. Ergänzend sind An- und Kationengehalte des Grundwassers im Labor mittels Ionenchromatographie (Kap. 3.4.2) und Atomabsorptionsspektroskopie (Kap. 3.4.1) untersucht worden.

Zur qualitativen Analyse der Brunnenbeläge sind röntgenfluoreszenzanalytische (Kap. 3.4.3), röntgendiffraktometrische (Kap. 3.4.4) sowie rasterelektronenmikroskopische (Kap. 3.1.3) Untersuchungen durchgeführt worden.

4.5.2. Versinterung im Labor

In zehn Langzeittests von durchschnittlich 72 Stunden wurde das Versinterungsverhalten der porösen PE-HD-Filterelemente im Labor abgebildet. Hierbei wurden drei thermische Szenarien mit Temperaturen von 10, 25 und 40 °C mit karbonatisch niedrig- und hochmineralisierten Wässern durchgeführt. Zur Veranschaulichung der Versuchsbedingungen sind die elektrische Leitfähigkeit des Fluids, die initiale Konzentration an Hydrogenkarbonat und die Fracht an löslichem HCO_3^- , welche potenziell während des Versuchs im Filter abgelagert werden könnte, in Tabelle 12 zusammengefasst. In Abbildung 26 und Abbildung 27 (Kap.3.4.6) sind die thermophysikalischen Eigenschaften in Abhängigkeit der Temperatur der eingesetzten Fluidtypen dargestellt. Wie schon bei den hydraulischen Tests kamen zwei Fluidtypen aus hochmineralisiertem und niedrigmineralisiertem Wasser zum Einsatz. Untersucht wurden die Filtertypen PE-UHMW-40 und PE-HD-200.

Tabelle 12: Versuchsbedingungen der Tests zur Untersuchung des Versinterungsverhaltens an porösen PE-HD-Filterelementen

Filtertyp	Fluid- temperatur	Fluidtyp	Initiale elektr. Leitfähigkeit des Fluids bez. auf 25 °C	Initiale Konzentration an Hydrogenkarbonat	Fracht an Hydrogenkarbonat über die gesamte Versuchsdauer
	[°C]	[-]	[$\mu\text{S cm}^{-1}$]	[$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	[kg]
PE-UHMW- 40	10	1	452	242	8,7
	25	2	42	41	1,5
	25	1	660	251	9,0
	40	2	66	48	1,7
	40	1	750	260	9,4
PE-HD-200	10	1	473	242	8,7
	25	2	38	41	1,5
	25	1	675	251	9,0
	40	2	92	48	1,7
	40	1	730	260	9,4

Der quantitative Einfluss der Inkrustationsbildungen auf die hydraulischen Eigenschaften der Filterelemente wurde anhand des ermittelten Durchlässigkeitsbeiwertes bestimmt (Kap.3.3.1).

Nach Abschluss des Experimentes wurden die Proben bei 105 °C über 24h im Trockenofen gelagert und anschließend wurde das Trockengewicht der alterierten Filterelemente erfasst. Die Differenz beider Einwaagen entspricht der Menge an ausgefallenen Mineralen an der Oberfläche bzw. in den Porenräumen der Kunststofffilterelemente.

Zur Beurteilung der Ablagerungen in den porösen Filterelementen wurden Proben der Maße 10x10x2 mm (LxBxH) mittels ESEM-EDX analysiert (Kap.3.1.3). Diese Proben wurden an der Filteraußenseite, Filterinnenseite und quer zur Filterachse entnommen. Es konnte einerseits die Kristallbildung qualitativ analysiert werden, andererseits die Form, Größe und der Ablagerungsort der Kristalle studiert werden. Es ist zu erwähnen, dass diese Untersuchungen nur einen sehr kleinen analysierten Raum darstellen, der nur teilweise das gesamte Filterelement repräsentiert.

Die chemische Modellierung der abgebildeten Versuchsbedingungen mittels der Software Geochemist`s Workbench dient der Validierung der experimentellen Ergebnisse.

4.5.3. Verockerung im Labor

Der Versuchsaufbau (Kap. 3.4.7) wurde im Zeitraum zwischen Sommer 2013 und Frühjahr 2015 entwickelt (Abbildung 30 und 31). Nach zahlreichen Vorexperimenten (Ratz, 2015) konnten im Sommer 2015 insgesamt neun Versuche zur Verockerung am Filtertyp PE-HMW-500 erfolgreich durchgeführt werden.

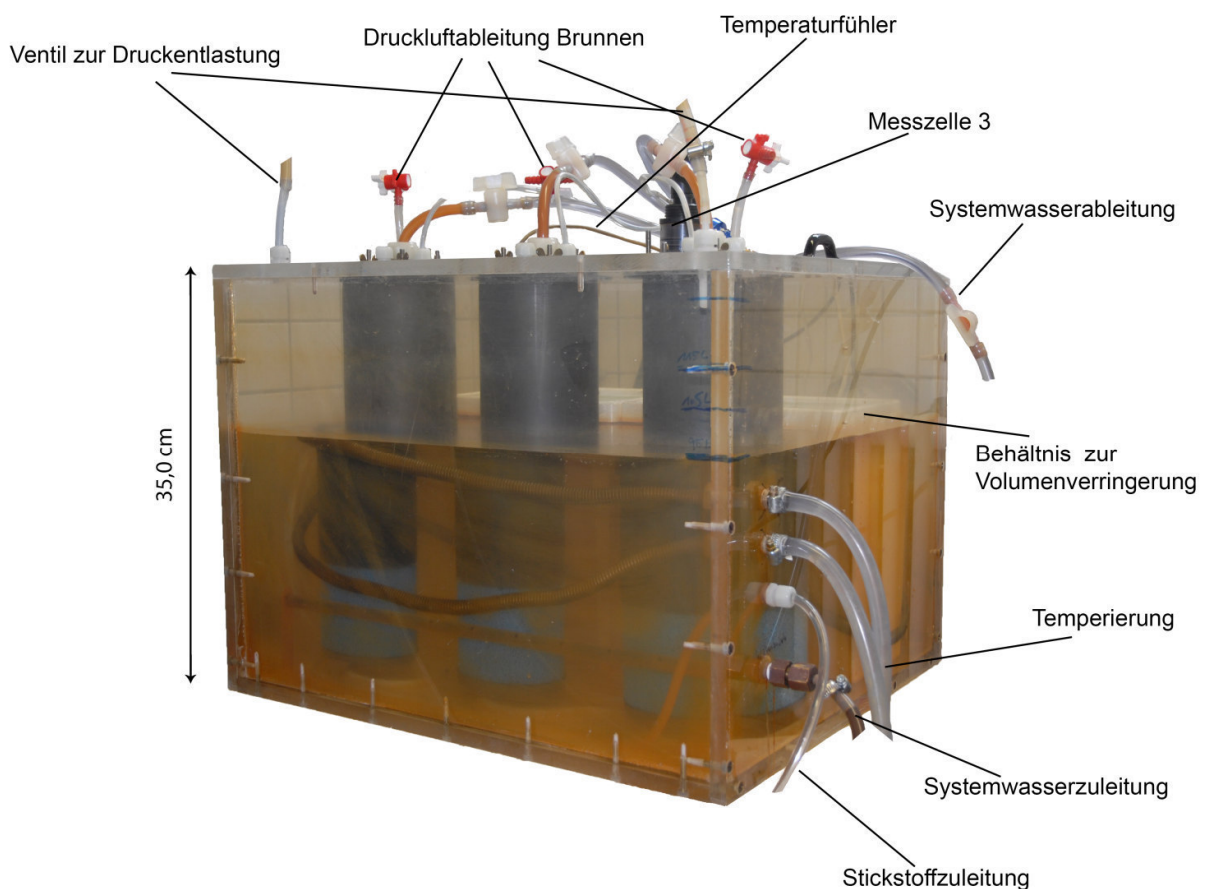


Abbildung 30: Übersicht des Reaktionstanks. Nicht abgebildet ist die Druckluftzuleitung in die Brunnen (Schindler, 2016).

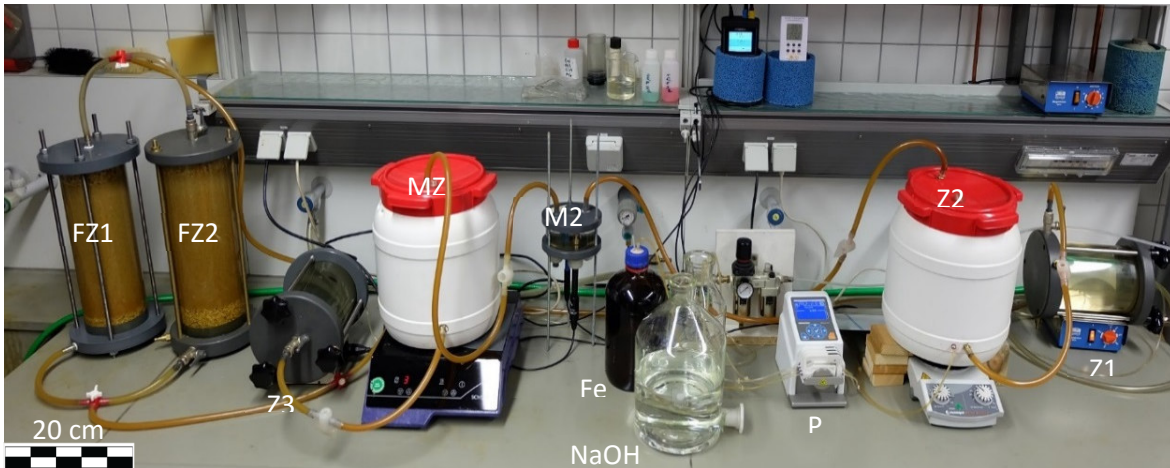


Abbildung 31: Versuchsaufbau im Labor; Z1, Z2, Z3=Zugabezellen, P=Peristaltikpumpe; NaOH=Natronlauge; Fe=Eisen(II)chlorid-Lösung; FZ1, FZ2=Filterzellen; MZ=Mischungszelle; M2=Messzelle 2; D=Druckminderer. (Ratz, 2015)

Es erfolgten Experimente zu drei thermischen Szenarien mit Temperaturen von 10, 25 und 40 °C mit variierenden Versuchszeiten von 6, 12 und 24 Stunden:

Tabelle 13: Allgemeine Übersicht der Tests zur Untersuchung des Verockerungsverhaltens an PE-HMW-500

		Temperatur [°C]		
		10	25	40
Versuchszeit [h]	6	x	x	x
	12	x	x	x
	24	x	x	x

Ziel der Versuche war es, die Filterelemente unter vergleichbaren hydrochemischen Bedingungen zu verockern. Das in den Reaktionstank fließende Wasser sollte einen konstanten pH-Wert von 7,0 aufweisen, um eine hohe Reaktionsgeschwindigkeit zu ermöglichen. Gleichzeitig repräsentiert dieser pH-Wert den Bereich natürlicher Grundwässer (Wisotzky, 2011). Der Sauerstoffgehalt des Wassers, das in den Reaktionstank fließt, sollte null betragen. Für eine hohe Oxidationsgeschwindigkeit sollte sich die Eisen(II)konzentration im Systemwasser zwischen 30,0 und 50,0 mg·l⁻¹ befinden.

Die initiale Zugabe von 100 ml an FeCl₂ mit einer Konzentration von 48 bis 62 g·l⁻¹ resultierte in einer variierenden Anfangskonzentration an gelöstem Eisen von 33 bis 52 mg·l⁻¹. Die Konzentration der anfänglich zugegebenen Eisenlösung wurde jeweils an den verbliebenen Sauerstoffgehalt im Systemtank angepasst.

Die hydrochemischen Versuchsbedingungen im Systemtank sowie mittlere Fluidtemperatur, Versuchsdauer und Durchfluss zu Beginn der Experimente sind in Tabelle 14 zusammengefasst.

Tabelle 14: Versuchsbedingungen zu Beginn der Verockerungsexperimente im Systemtank

Versuch Nr.	Temperatur [°C]	Dauer [h]	Durchfluss im System [l·h ⁻¹]	Fe ²⁺ Konzentration [mg·l ⁻¹]	O ₂ - Gehalt [mg·l ⁻¹]	Redox- potential [mV]	pH- Wert [-]
1	10,2	6	137	44,5	0,1	110	6,9
2	11,1	12	141	35,8	0,1	210	6,1
3	11,7	24	142	45,9	0,1	249	6,1
4	25,0	6	148	32,6	0,0	151	6,2
5	25,0	12	147	40,4	0,1	118	6,2
6	25,0	24	140	51,4	0,1	122	6,1
7	39,9	6	140	46,6	0,0	94	5,9
8	39,8	12	166	50,4	0,0	55	5,9
9	40,3	24	172	48,5	0,0	69	5,8

Prinzipiell sind die Versuche nach der Fluidtemperatur bei 10, 25 und 40 °C sowie der Versuchsdauer von 6, 12 und 24 h untergliedert. Der initiale Durchfluss variiert zwischen 137 und 172 l·h⁻¹. Vor Beginn des Experimentes wurde durch Entgasung mit Stickstoff dem Systemwasser der Sauerstoff entzogen. Folglich ist der Sauerstoffgehalt im Tank (System) minimal gering bei 0 mg·l⁻¹. Das Redoxpotential als Maß für das Oxidationspotential des Fluids ist vor der Sauerstoffeinleitung schwach aerob bei Werten zwischen 55 bis 249 mV. Analog zum Sauerstoffgehalt verringert sich das Redoxpotential mit zunehmender Temperatur. Der pH-Wert des Fluids ist leicht sauer.

Die Ausfällungen wurden genau wie bei den Versinterungsexperimenten (Kap.4.5.2) mittels Gravimetrie und ESEM-EDX qualitativ und quantitativ bewertet.

Die chemische Modellierung der Verockerungsexperimente wurde mithilfe der Software Geochemist's Workbench durchgeführt. Die Modellierung dient vor allem der Prognose über die Art und Intensität der Mineralfällung in den Brunnenfilterelementen während der Experimente. Hierfür wurde der Sauerstoffgehalt anhand der temperaturabhängigen Henry-Konstante berechnet, sowie der pH- Wert und die Konzentration an gelöstem Eisen aus gemessenen System- und Ablaufdaten extrapoliert. Mittels Modellierung wurden folglich E_h-pH-Diagramme für Eisen und Wasser sowie Sättigungsindizes für die Mineralphase Fe(OH)₃ im Brunnen ermittelt.

5. Ergebnisse und Diskussion

5.1. Strukturelle Untersuchungen

5.1.1. Abschätzung des Porendurchmessers der porösen Polyethylenfilter

Zur Abschätzung des Porendurchmessers der PE-Filterelemente kann nach Gleichung 4 der mittlere Partikeldurchmesser berechnet werden. Die Ergebnisse der Kalkulation sind in Tabelle 15 zusammengefasst. Als Grundlage für die Kalkulation ist neben dem theoretischen Porendurchmesser auch der mittlere Partikeldurchmesser des Rohstoffmaterials angegeben. Die Berechnung des Porendurchmessers unter Annahme von punktueller Partikelversinterung stimmt annähernd mit dem theoretischen Durchmesser überein. Die Abweichung vom theoretischen Kennwert beträgt maximal 60 μm . Der berechnete Porendurchmesser von PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40 ist geringfügig größer als der theoretische Wert. Für die Filtertypen PE-HD-200 und PE-HMW-500 gilt das Gegenteil.

Tabelle 15: Berechnete Porendurchmesser der makroporösen Filterelemente basierend auf dem Partikeldurchmesser des Rohmaterials nach Gleichung 4

Filtertyp	Theoretischer Porendurchmesser [μm]	Mittlerer Partikeldurchmesser [μm]	Mittlerer berechneter Porendurchmesser [μm]	Abweichung vom theoretischen Porendurchmesser [μm]
PE-UHMW-20	20	205	32	+12
PE-UHMW-40	40	330	51	+11
PE-HD-200	200	900	140	-60
PE-HMW-500	500	3000	465	-35

5.1.2. Korngrößenverteilung des Rohmaterials Polyethylen

Die Ergebnisse zur Bestimmung der Korngrößenverteilung des PE-Rohstoffmaterials ist in Abbildung 32 dargestellt. Analysiert wurden Partikel des Rohstoffs für PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE-HMW-500.

Die drei Funktionen im semilogarithmischen Kornsummendiagramm sind durch eine hohen Gradient gekennzeichnet. Die Ungleichförmigkeitszahl C_u der drei Korngrößenverteilungen entspricht einem Wert unter 2. Die Ergebnisse der Partikelgrößensiebung mittels Laser bestätigen eine gute Sortierung des körnigen Ausgangsmaterials aus allen drei Polyethylenwerkstoffen.

5.1.3. Beurteilung der Polyethylenfilterstruktur mittels Rasterelektronenmikroskopie

Die ESEM-Aufnahmen der Filtertypen PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE-HMW-500 zeigen zweidimensionale Querschnitte der gesinterten Filtermatrix (Abbildung 33). Zum direkten Vergleich der Filtertypen entsprechen die Abbildungen einem Maßstab annähernd gleicher

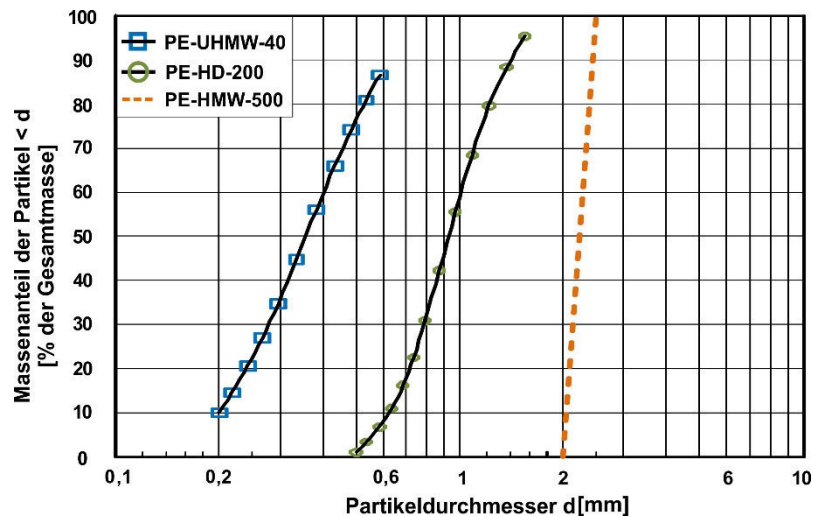


Abbildung 32: Kornsummenkurven der Rohstoffpartikel aus Polyethylen

Größe. Dies verdeutlicht den Unterschied der variierenden Partikelgröße der Filtertypen. Den Visualisierungen kann entnommen werden, dass die Form und Oberflächenrauigkeit der verschiedenen Polyethylenpartikel aus PE-UHMW, PE-HMW und PE-HD voneinander abweichen. Trotz der Differenzen der Werkstoffe kann die Aussage getroffen werden, dass die Partikel aller Rohstoffmaterialien annähernd sphärisch sind. Zusätzlich zeigt sich, dass die Polymerpartikel während des Sintervorgangs nicht schmelzen. Tatsächlich kommt es aber zur Ausbildung von Sinterhalsen (Abbildung 33b) und flächenhafter Versinterung der Polyethylenkörner (Abbildung 33c).

5.1.4. Beurteilung der Polyethylenfilterstruktur mittels Mikroröntgencomputertomographie

Der strukturelle Aufbau der porösen Filtertypen PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE-HMW-500 ist mittels μ XCT (Abbildung 34) dreidimensional dargestellt. Es lässt sich bei dieser Darstellung erkennen, dass die versinterten PE-Partikel in allen drei porösen Filtertypen homogen im Raum verteilt sind. Genauso wie beim ESEM sind Unterschiede in der Partikelform und -oberfläche festzustellen. Abgeleitet aus der Analyse mittels μ XCT kann geschlossen werden, dass die versinterten PE-Partikel des Filtertyps PE-HD-200 verglichen zu PE-UHMW-40 und PE-HMW-500 die geringsten Oberflächenwiderstände und eine annähernd sphärische Gestalt aufweisen. Beim Vergleich der drei Teilabbildungen zeigt sich, dass die Porenraumgröße mit steigender Partikelgröße der porösen PE-Filter zunimmt (Abbildung 34). Eine andere Betrachtung mittels Computertomographie der Raumstruktur im porösen Filter ist in Abbildung 35 zu sehen. Hier sind die Porenräume des Filtertyps PE-HD-200 abgebildet. Der in blau dargestellte Porenraum zeigt die vernetzten Poren (Abbildung 35a). Die bunten kleineren Poren sind die geschlossenen Poren im Filter (Abbildung 35a und b). Sie entsprechen 1,2 % des gesamten Porenraumes. Die computergestützte Berechnung der Porosität dieses PE-HD-200 Filterelementes beträgt 32,3 %.

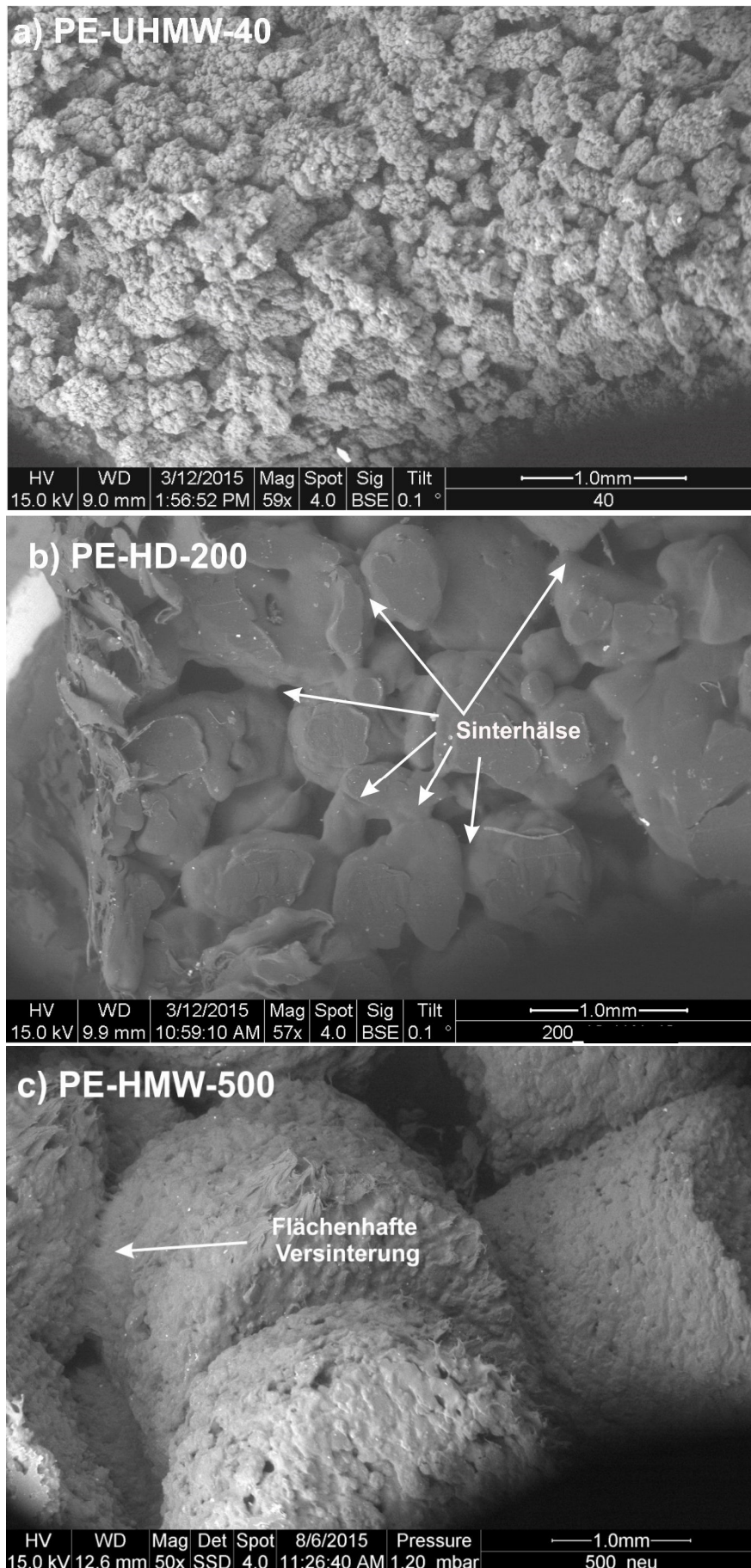


Abbildung 33: BSE-Aufnahme der Filtertypen a) PE-UHMW-40, b) PE-HD-200 und c) PE-HMW-500

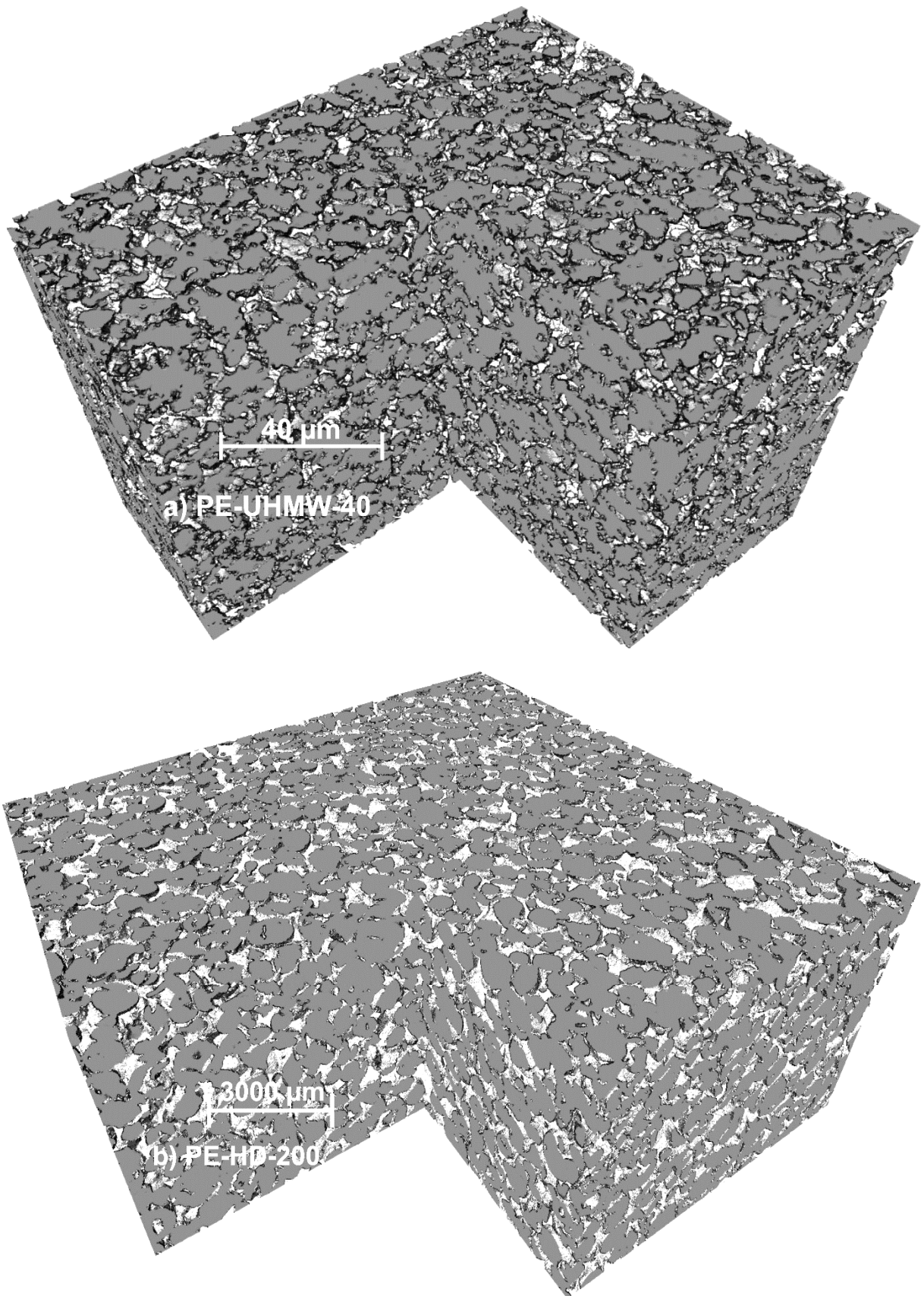


Abbildung 34: Dreidimensionale Visualisierung des strukturellen Aufbaus der porösen PE-Filtertypen a) PE-UHMW-40, b) PE-HD-200 anhand von Mikroröntgencomputertomographie

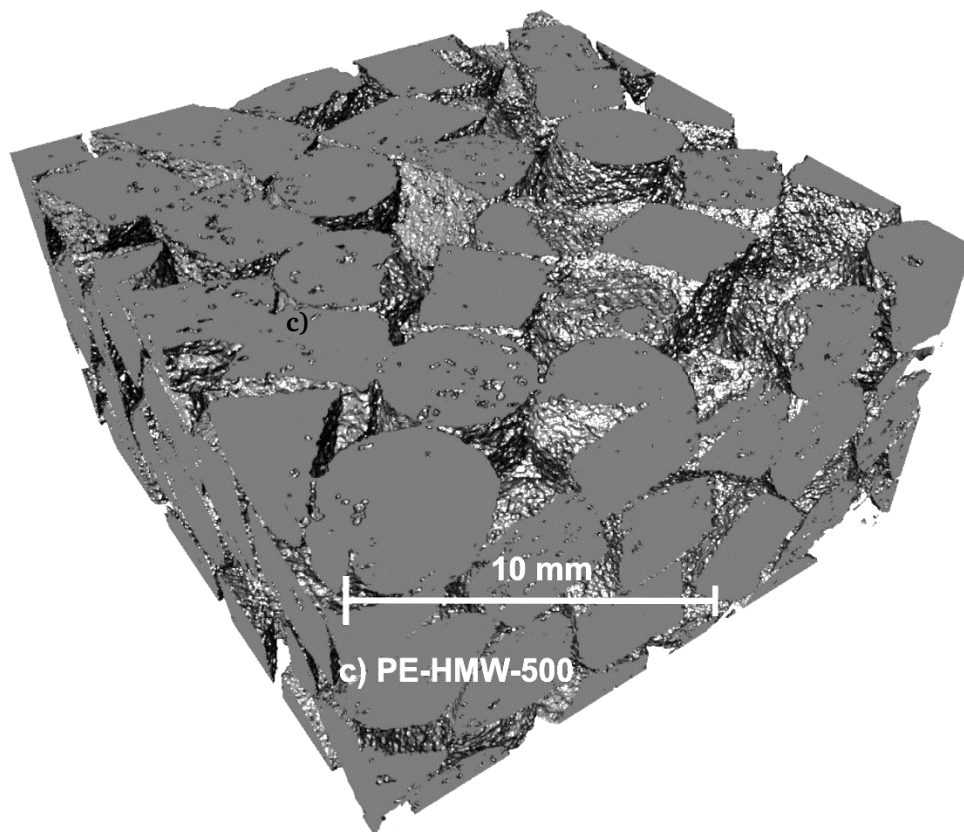


Abbildung 32: Dreidimensionale Visualisierung des strukturellen Aufbaus der porösen PE-c) PE-HMW-500 anhand von Mikroröntgencomputertomographie

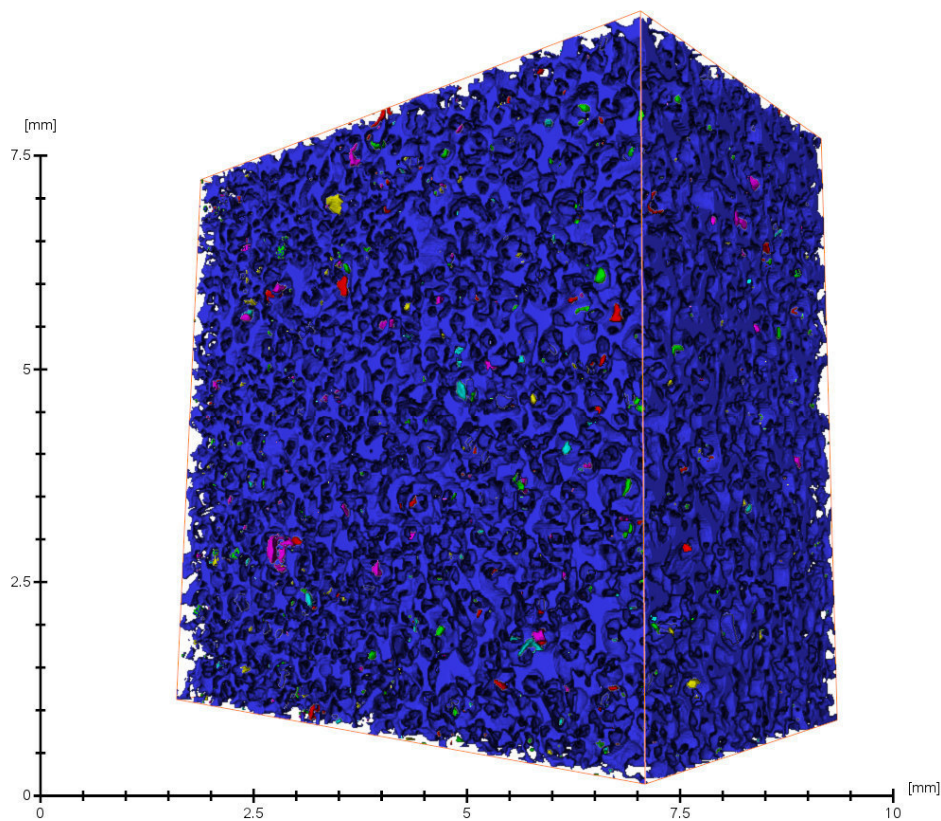


Abbildung 35: Dreidimensionale Visualisierung der Porenräume im Filtertyp PE-HD-200 mittels Mikroröntgencomputertomographie. a) vernetzte Poren (blau) und geschlossene Poren (bunt)

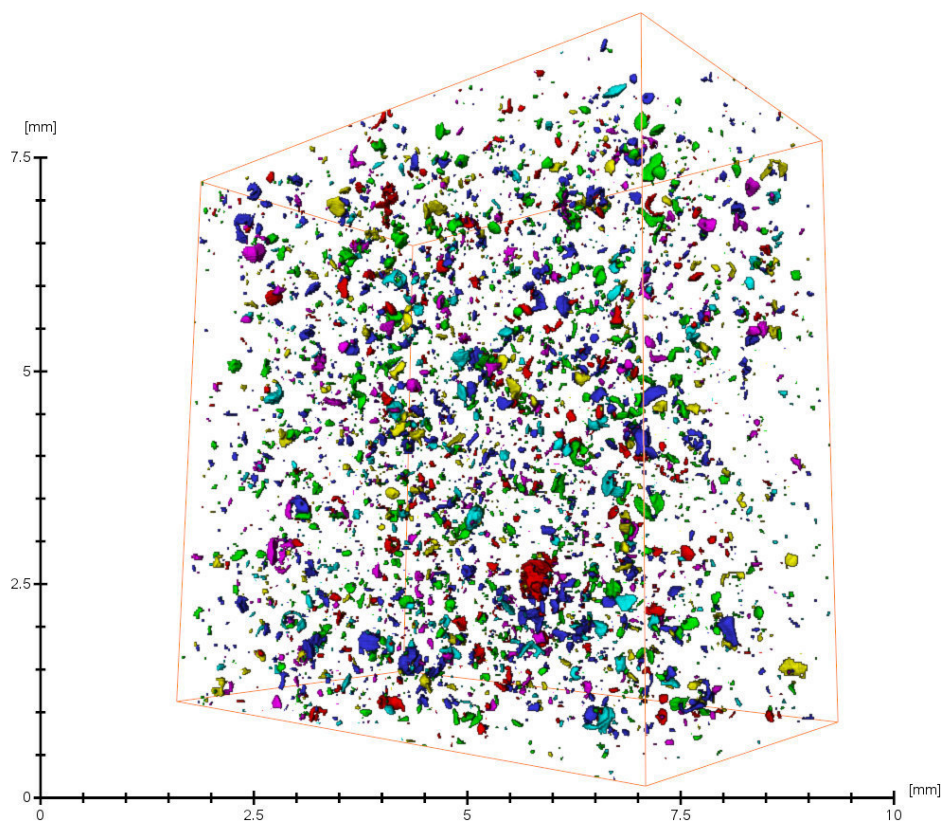


Abbildung 33: Dreidimensionale Visualisierung der Porenräume im Filtertyp PE-HD-200 mittels Mikroröntgencomputertomographie. **b)** geschlossene Poren (bunt)

5.1.5. Porosität

Die Reindichte der verschiedenen Filtermaterialien wurde mithilfe der Gaspyknometrie bestimmt. Die Rohdichte ist anhand der ermittelten Filtermaße und –masse berechnet worden. Die Porosität der Filterelemente wurde nach Gleichung 54 bestimmt. Die offenen Filterflächen konnten nach den in Kap. 2.3.2 vorgestellten Gleichungen abgeschätzt werden. In Tabelle 16 sind die arithmetischen Mittel \bar{x} dieser strukturellen Kennwerte für die einzelnen Filtertypen aufgelistet.

Rohdichte und Porosität hängen antiproportional voneinander ab. So ergibt sich für diese beiden Parameter folgendes Bild: PE-UHMW-40 bzw. PE-UHMW-80 haben die höchste Porosität der untersuchten Filtertypen, gefolgt von PE-HMW-500, PE-UHMW-20 und PE-HD-200. Die Porosität der PE-Filter variiert von 33 bis 41 % (Abbildung 36). Bei den geschlitzten Filtern (PVC-300, PVC-500 und PVC-750) nimmt die Porosität mit steigender Öffnungsweite von 5 auf 10 % zu. Es ist auffällig, dass die Datenreihen der geschlitzten Filter stark vom Mittelwert abweichen. Dies basiert auf der variierenden Höhe und der daraus resultierenden Filterschlitzanzahl der untersuchten Filterelemente. Diese beiden Parameter beeinflussen die Rohdichte der Filter immens. Daten, die aufgrund ungenau ermittelter Rohmassen auf eine negative Porosität hindeuten, sind in den hier vorgestellten Ergebnissen nicht berücksichtigt. Eine tendenzielle Zunahme der Porosität der porösen Filterelemente kann mit wachsender Porengröße nicht festgestellt werden, da alle porösen Filtertypen bei unterschiedlicher

Temperatur über einen anderen Zeitraum gesintert werden. Es ist aber ein direkter Zusammenhang von Reindichte des Polyethylens mit der Rohdichte bzw. Porosität erkennbar. PE-HD-200 hat beispielsweise die höchste Reindichte der PE-Filtertypen. Proportional weist sich dieser Filtertyp die höchste Rohdichte der PE-Filter mit $631 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ bzw. die geringste mittlere Porosität von 33 % auf. Die offene Fläche der Filtergruppen verhält sich ebenfalls proportional zur Porosität der Filterelemente. Die porösen PE-Filter haben eine mittlere offene Fläche von 27 bis 34 %. Die offene Fläche der geschlitzten Filter ist weitaus geringer und reicht von 4 bis 7 %. Für die PVC-Filter kann ein linearer Anstieg der Porosität mit zunehmender Schlitzweite festgestellt werden. Dieser Trend ist für die gesinterten Filter nicht feststellbar, da jeder Filtertyp bei unterschiedlicher Sinterzeit und -temperatur hergestellt wurde. Aus den variierenden Sinterbedingungen resultiert folglich unterschiedliche Porosität.

Tabelle 16: Mittelwerte der strukturellen Kennwerte aller untersuchten Filterelemente

Filtertyp	n	Mittlere Reindichte [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]	Mittlere Rohdichte [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$]	Mittlere Porosität [-]	Mittlere Offene Fläche [-]
PE-UHMW-20	109	933	596	0,36	0,30
PE-UHMW-40	104	931	547	0,40	0,34
PE-UHMW-80	14	931	549	0,41	0,34
PE-HD-200	127	939	631	0,33	0,27
PE-HMW-500	104	935	571	0,39	0,32
PVC-300	59	1400	1331	0,06	0,04
PVC-500	73	1400	1315	0,07	0,05
PVC-750	74	1400	1261	0,10	0,07

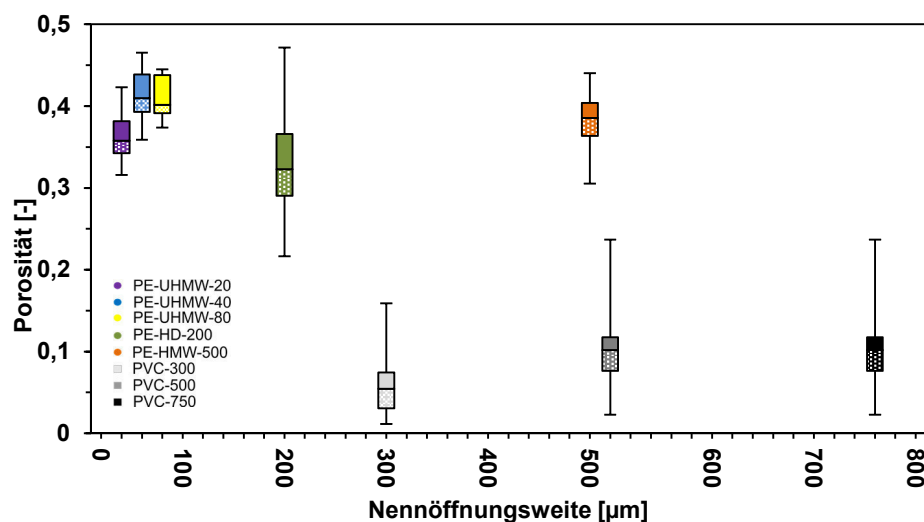


Abbildung 36: Box Plot zur Porosität der Filtertypen in Abhängigkeit der theoretischen Öffnungsweite

Die Ergebnisse der statistischen Untersuchung nach Weibull geben Auskunft über die Verlässlichkeit der gewonnenen Porositätsdaten. In Abbildung 37 ist die Porosität für die Filtertypen PE-UHMW-20, PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE-HMW-500 im Weibulldiagramm dargestellt. Die Steigung m ist ein Indiz für die Streuung des analysierten Parameters. Die Daten der Filtertypen PE-UHMW-20, PE-UHMW-40 und PE-HMW-500 zeigen Weibullparameter größer als 26. Dahingegen entspricht der Weibullwert der Porositätsdaten von PE-HD-200 einem Wert von sieben. Die ermittelten Weibullparameter sowie die mittlere Porosität der PE-Filtertypen nach Weibull sind in Tabelle 17 gelistet. Zur Beurteilung der Weibullporositäten sind in dieser Tabelle auch die minimal und maximal ermittelten Porositäten der einzelnen Filtertypen aufgeführt. Alle mittleren Porositäten nach Weibull n_m entsprechen annähernd dem arithmetischen Mittel der Porosität \bar{n} (Tabelle 16). Die Rangfolge der Weibullporositäten entspricht in gleicher Weise der in Tabelle 16 dargestellten Porosität.

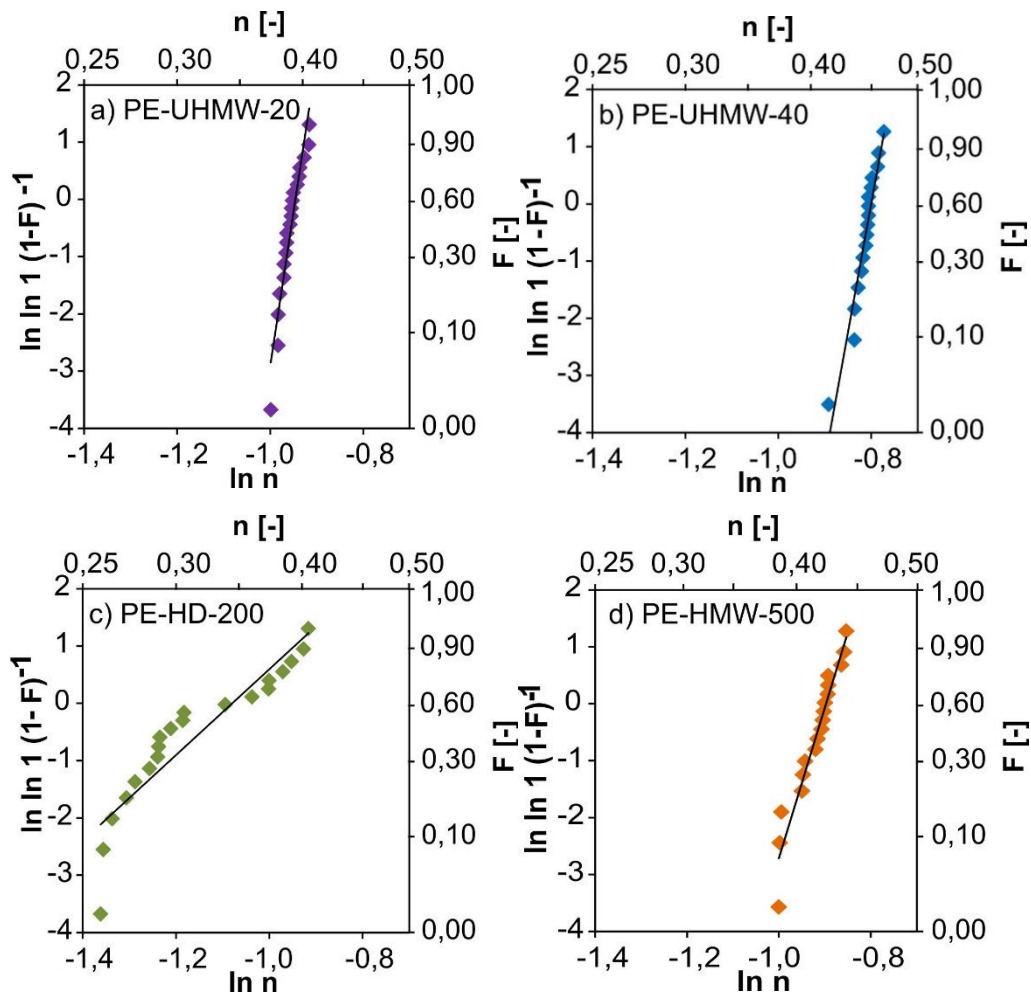


Abbildung 37: Verteilung der Porosität anhand von Weibulldiagrammen der Filtertypen PE-UHMW-20, PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE-HMW-500

In Abbildung 38 ist die Verteilung der Porosität der porösen PE-Filterelemente in Abhängigkeit der Filterwandstärke dargestellt. Untersucht wurden alle fünf Polyethylenfilter mit Wandstärken von 7,5 bis 22,5 mm. Obwohl die Anzahl der einzelnen Datenreihen stark variiert,

wird deutlich, dass mit Zunahme der Wandstärke die Porosität abnimmt. Für die Filterelemente mit einer nominellen Wandstärke von 22,5 mm sinkt die mittlere Porosität sogar unter 30 %.

Tabelle 17: Beurteilung der Porosität nach Weibull der Filtertypen PE-UHMW-20, PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE-HMW-500

Filtertyp	Weibull-Indikator m	Gemittelte Porosität n_m	Minimale Porosität n_{min}	Maximale Porosität n_{max}
	[-]	[-]	[-]	[-]
PE-UHMW-20	53,8	0,39	0,37	0,40
PE-UHMW-40	45,1	0,45	0,41	0,46
PE-HD-200	7,5	0,34	0,26	0,40
PE-HMW-500	26,5	0,41	0,37	0,43

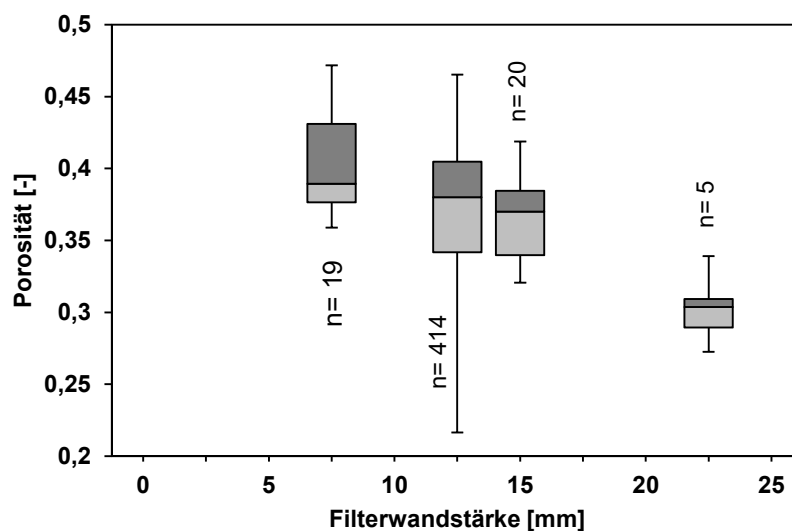


Abbildung 38: Box Plot zur Porosität der Filtertypen PE-UHMW-20, PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE-HMW-500 in Abhängigkeit der Filterwandstärke

5.1.6. Bewertung der strukturellen Untersuchungen

Die diversen strukturellen Analysen dienen der generellen Interpretation und Differenzierung der verschiedenen Filtertypen. Es zeigt sich, dass die Porengrößen der PE-Filter zufriedenstellend mit der Berechnung basierend auf der punktuellen Verschweißung abgeschätzt werden können. Folglich ist eine kubisch flächenzentrierte Raumordnung ein annehmbares Modell für die Darstellung der Raumstruktur der porösen PE-Filter.

Die Untersuchungen zur Korngrößenverteilung der Polyethylenpartikel ergeben, dass die Korngrößen des Rohstoffmaterials der verschiedenen PE-Typen homogen verteilt sind. Dies ist ein Indiz für eine geringe Rohdichte bzw. hohe Porosität der Filtertypen. Weiterhin kann aufgrund der Ergebnisse der Lasersiebanalysen von einer lockeren Lagerung der Polymerpartikel im Filter und folglich einem hohen Anteil an vernetzten Poren im Filter ausgegangen werden.

ESEM und μ XCT-Analysen verdeutlichen, dass nicht nur die Korngröße, sondern auch die Kornform und die Oberflächenrauigkeit der PE-Partikel je nach Polyethylentyp variiert. Nichtsdestotrotz können alle Partikeltypen durch eine sphärische Form beschrieben werden. Die rasterelektronischen Aufzeichnungen belegen auch, dass sich während des Sinterprozesses Sinterhalse und flächenhafte Versinterung zwischen einzelnen Polymerpartikeln ausbilden. Eine Aufschmelzung der Partikel findet allerdings nicht statt.

Die dreidimensionale Darstellung mittels Computertomographie deutet auf eine homogene Partikel- und Porenverteilung hin. Zusätzlich kann ein marginaler Anteil an geschlossenen Poren und somit eine hohe effektive Porosität für die Filter ermittelt werden. Beide Aussagen bestätigen die Annahmen, die aufgrund der Korngrößenverteilung der PE-Partikel getroffen wurden. Die theoretischen Kalkulationen der Porengrößen nach Gleichung 4 werden auch durch die μ XCT-Abbildungen verifiziert: Die durchschnittliche Porengröße der PE-Filter steigt mit der Partikelgröße des Rohstoffs an.

Beim direkten Vergleich von porösen mit geschlitzten Filtertypen ergibt sich: Die PE-Filtertypen sind hoch porös (30 bis 40 %). Die PVC-Filter haben eine geringe Porosität von maximal 10 %. Dieser Anteil an Porenraum im geschlitzten Filter hängt linear von der Schlitzweite der Brunnenfilter ab. Dieser Zusammenhang kann für die porösen Polyethylenfilter nicht festgestellt werden. Zur Interpretation der Porosität der PE-Filterelemente ist die Betrachtung des Herstellungsprozesses notwendig. Wie Zhang et al. (2012) zeigten, wird die Porengröße bei gesinterten PE-Filterelementen nämlich nicht nur durch die Korngröße beeinflusst, sondern auch durch das Filtermaterial, den Kompaktionsdruck, die Sinterzeit und -temperatur. Alle porösen PE-Filtertypen variieren in diesen vier Kenngrößen (Kap.2.2.1). Folglich kann mit zunehmender Porenweite kein Trend (verglichen zu den PVC-Schlitzfiltertypen) festgestellt werden. So führen variierende Struktur, Filtermaterial und Herstellungsprozess der Brunnenfilter zu Unterschieden in der Porosität.

Mithilfe von Gaspyknometrie bestimmten Porositäten werden durch die Berechnung anhand der computertomographischen Analyse bestätigt. Die statistische Beurteilung nach Weibull stimmt mit den arithmetischen Mittelwerten überein und spricht für eine verlässliche Datenmenge der Filterporosität.

Die strukturelle Untersuchung in Abhängigkeit der Wandstärke poröser PE-Filtertypen ergibt, dass die Porosität der Filter mit zunehmender Wandstärke sinkt. Dies kann durch zwei Theorien begründet werden:

1. Es kann angenommen werden, dass bei verändertem Herstellungsprozess die Partikel großflächiger miteinander versintern.
2. Es kommt zur Verschmelzung der Partikel aufgrund längerer Sinterzeiten oder höherer Sintertemperaturen (Abbildung 4).

Beide Szenarien führen zur Verminderung der Porosität. So kann angenommen werden, dass eine größere Wandstärke die mechanische Belastbarkeit eines Brunnenfilters zwar erhöht, aber aufgrund der verringerten Porosität auch die hydraulischen Eigenschaften herabgesetzt werden.

5.2. Mechanische Untersuchungen

5.2.1. Einaxiale Druckfestigkeit

Zur Veranschaulichung der Ergebnisse aus den Druckversuchen ist in Abbildung 39 exemplarisch das Spannungs-Dehnungsverhalten von PE-HD-200 bei 25 °C dargestellt. Das Diagramm verdeutlicht, dass die elastische und plastische Deformation sowie Dehnung bei der Kompression in jedem Versuch variieren. Die hier veranschaulichte einaxiale Druckfestigkeit reicht für PE-HD-200 von 7 bis 12 MPa.

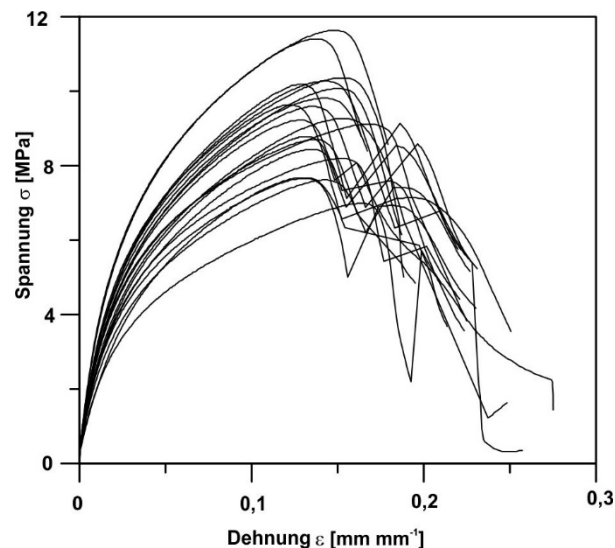


Abbildung 39: Spannungs-Dehnungsverhalten von PE-HD-200 bei einaxialen Druckversuchen bei 25 °C

Die Tabelle 18 gibt eine Übersicht über die erhobenen Daten aus den einaxialen Druckversuchen der verschiedenen Filtertypen bei Raumtemperatur. Angegeben sind für die Druckfestigkeit und den Elastizitätsmodul jeweils der Mittelwert \bar{x} und Standardabweichung σ_x sowie der Weibullindikator m und die daraus resultierende Prognose nach Weibull x_m .

Tabelle 18: Statistische Kennwerte der einaxialen Druckfestigkeit und des E-Moduls bei 25 °C

Filtertyp	Druckfestigkeit			E-Modul		
	Mittelwert± Standardabw.	Weibull- indikator	Weibull- prognose	Mittelwert± Standardabw.	Weibull- indikator	Weibull- prognose
	[MPa]	[-]	[MPa]	[MPa]	[-]	[MPa]
PE-UHMW-20	5,1±0,4	15,3	5,2	99,7±13,2	12,1	99,9
PE-UHMW-40	4,2±0,3	14,6	4,4	83,5±14,2	6,8	89,4
PE-HD-200	9,2±1,3	8,9	9,7	265,9±53,1	7,9	275,1
PE-HMW-500	3,2±0,3	7,8	2,4	82,6±12,5	7,6	84,5
PVC-300	13,9±0,6	26,7	14,2	713,2±31,8	25,7	727,8
PVC-500	13,9±3,6	3,7	15,5	726,0±105,7	5,3	756,8
PVC-750	13,2±2,6	4,7	14,5	718,7±74,7	9,7	772,6

Die Druckfestigkeit von PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40 entspricht einem Wert von etwa 4 bis 5 MPa. PE-HD-200 hat die höchste und PE-HMW-500 die geringste Druckfestigkeit der porösen Filterelemente. Die geschlitzten PVC-Filter haben eine einaxiale Druckfestigkeit von etwa 15 MPa und überbieten damit die mechanische Belastbarkeit der porösen PE-HD-Filter um ein Mehrfaches. Die höchste einaxiale Druckfestigkeit haben PVC-500, gefolgt von PVC-750 und PVC-300. Der dazugehörige Elastizitätsmodul spiegelt dieselbe Rangordnung wieder. Es zeigt sich beim Vergleich der Weibullprognose mit dem arithmetischen Mittelwert, dass die Bewertung von Druckfestigkeit und E-Modul anhand der Methode nach Weibull die Kennwerte immer geringfügig überschätzt.

Zur statistischen Beurteilung der ermittelten Druckfestigkeit σ_u von PE-UHMW-20, PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE-HMW-500 sind ergänzend zu Tabelle 18 in Abbildung 40 die Weibullverteilungen der entsprechenden Datenreihen dargestellt (Rüther et al., 2016). Die Steigung der Funktionen in Abbildung 40a) und b) gleicht sich, wohingegen die Weibullanalyse von PE-HD-200 (Abbildung 40c) einen Datensatz mit höheren Festigkeiten und breitere Variation ausweist. PE-HMW-500 ist durch einen relativ geringen Streuungsindikator m charakterisiert und die Druckfestigkeit der Filterelemente ist relativ niedrig (Abbildung 40d).

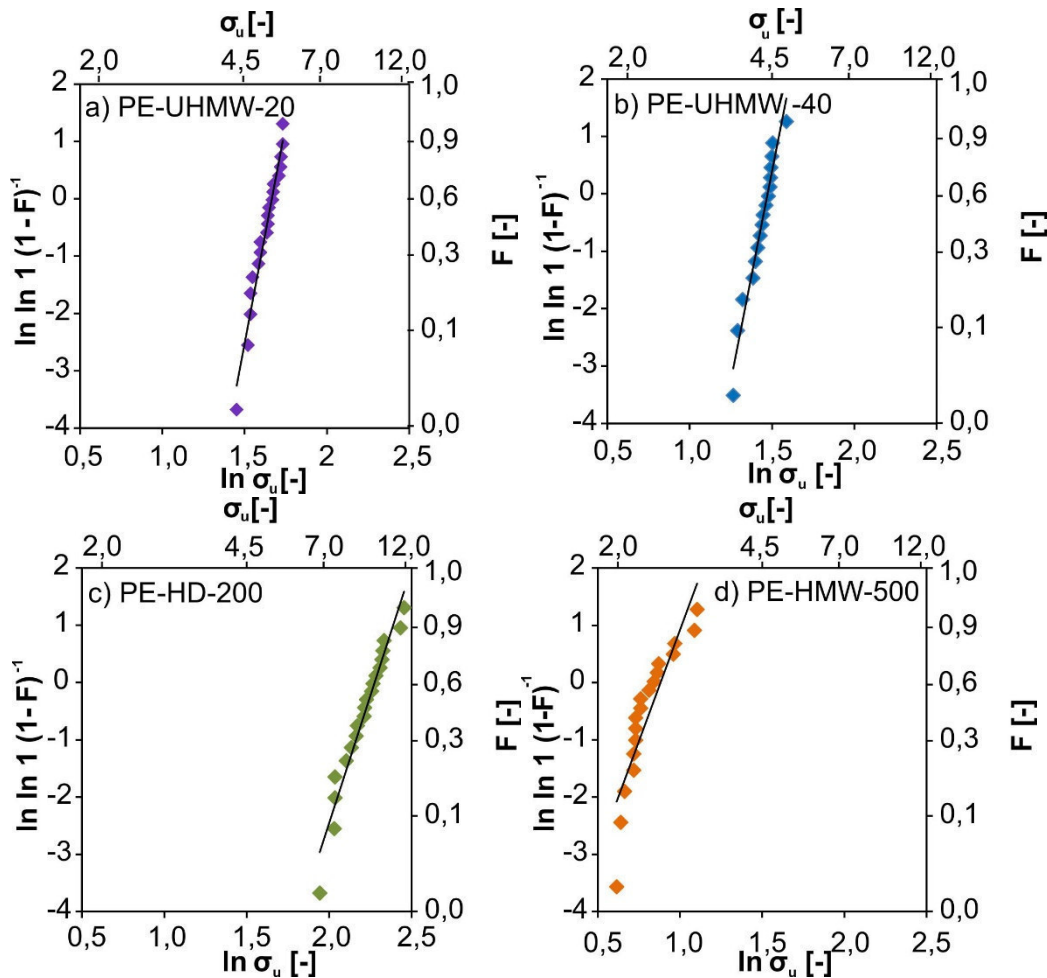


Abbildung 40: Weibullverteilung der einaxialen Druckfestigkeit bei 25 °C der Filtertypen a) PE-UHMW-20, b) PE-UHMW-40, c) PE-HD-200 und d) PE-HMW-500

Die zyklischen Druckversuche der porösen PE-Filterelemente bei Raumtemperatur (Tabelle 19) ergeben gleichwertige Druckfestigkeiten und E-Moduln wie bei den einfachen Druckversuchen aus Tabelle 18. Die Ermittlung der wiederholten axialen mechanischen Belastung dient der Abschätzung des Langzeitverhaltens der Filterelemente. Auffällig ist, dass die Standardabweichung der erhobenen Datenreihen bei zyklischer Belastung höher ist als bei einfacher Druckbelastung. Dieses Ergebnis wird durch die ermittelten geringen Weibullindikatoren gestützt.

Tabelle 19: Statistische Kennwerte der einaxialen zyklischen Druckfestigkeit und des E-Moduls bei 25 °C

Filtertyp	Zyklische Druckfestigkeit			E-Modul		
	Mittelwert± Standardabw.	Weibull-indikator	Weibull-prognose	Mittelwert± Standardabw.	Weibull-indikator	Weibull-prognose
	[MPa]	[-]	[MPa]	[MPa]	[-]	[MPa]
PE-UHMW-20	5,3±1,5	3,1	6,0	108,2±31,6	3,2	122,4
PE-UHMW-40	4,4±1,1	4,3	4,9	85,9±20,3	4,6	93,6
PE-UHMW-80	5,1±0,5	12,6	5,3	111,6±19,3	6,8	119,3
PE-HD-200	9,7±1,5	7,5	10,03	266,6±37,7	8,5	282,1
PE-HMW-500	4,3±0,5	10,2	4,5	120,2±21,8	6,4	129,1

5.2.2. Einaxiale Zugfestigkeit

Die Zugfestigkeit der porösen PE-HD-Filterelemente gibt ebenfalls dieselbe Gliederung der mechanischen Eigenschaften wieder (Rüther et al., 2013) (Tabelle 20): PE-HD-200 ist mechanisch am höchsten belastbar, gefolgt von PE-UHMW-40 und PE-UHMW-20. Die Zugfestigkeit von PE-UHMW-80 und PE-HMW-500 ist halb so groß wie von PE-HD-200. Die Zugfestigkeit der porösen PE-Filter verglichen mit der einaxialen Druckfestigkeit ist um etwa 30 % geringer. Geringe Weibullindikatoren und Standardabweichungen von 15 bis 35 % zeugen von einer heterogen Datenverteilung der Zugfestigkeit.

Tabelle 20: Statistische Kennwerte der einaxialen Zugfestigkeit und des E-Moduls bei 25 °C

Filtertyp				E-Modul		
	Mittelwert± Standardabw.	Weibull-indikator	Weibull-prognose	Mittelwert± Standardabw.	Weibull-indikator	Weibull-prognose
	[MPa]	[-]	[MPa]	[MPa]	[-]	[MPa]
PE-UHMW-20	3,0±1,1	3,3	3,2	113,9±21,1	6,5	119,2
PE-UHMW-40	3,0±0,6	6,3	3,3	118,9±22,1	6,0	126,2
PE-UHMW-80	2,6±0,2	12,2	2,7	95,7±16,4	6,5	102,8
PE-HD-200	5,2±1,2	4,8	5,9	239,0±50,5	5,5	233,6
PE-HMW-500	2,5±0,4	7,7	2,5	140,7±27,6	5,9	138,8

5.2.3. Radiale Außendruckfestigkeit und kritischer Beuldruck

Der im Labor ermittelte Kollapsdruck bzw. kritische Beuldruck variiert für die unterschiedlichen PE-Filtertypen (Abbildung 41). PE-HD-200 weist den höchsten kritischen Beuldruck auf. Die Filtertypen PE-UHMW-40, PE-UHMW-80 und PE-HMW-500 versagen dahingegen bei geringeren Drücken. Der kritische Beuldruck variiert nicht nur mit veränderter Porengröße oder Filtermaterial, sondern auch mit der Filterwandstärke ($r_A - r_I$). Ein Trend in Abhängigkeit der zunehmenden Wandstärke kann jedoch nicht festgestellt werden. Bei der Darstellung des Kollapsdrucks in Abhängigkeit vom Verhältnis aus Filterwandstärke zur mittlerem Filterradius ($(r_A - r_I) / ((r_A + r_I) / 2)$) zeigt sich folgende Beziehung: Der kritische Beuldruck hängt kubisch von $(r_A - r_I) / ((r_A + r_I) / 2)$ ab (Abbildung 42). Diese Korrelation bestätigt die theoretische Beschreibung des kritischen Beuldrucks, so wie sie in Gleichung 19 angegeben ist. Die Daten mit höchstem kritischem Beuldruck entsprechen den Filtermaßen mit einem mittleren Durchmesser von 112,5 mm und einer Wandstärke von 12,5 mm.

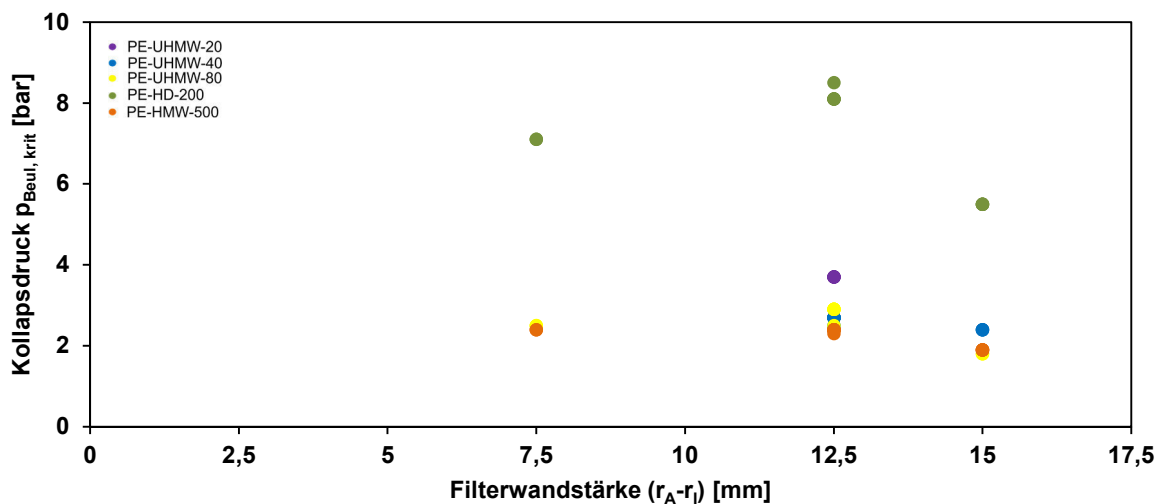


Abbildung 41: Experimentell ermittelter Kollapsdruck poröser Polyethylenfilter bei 20 °C in Abhängigkeit der Filterwandstärke

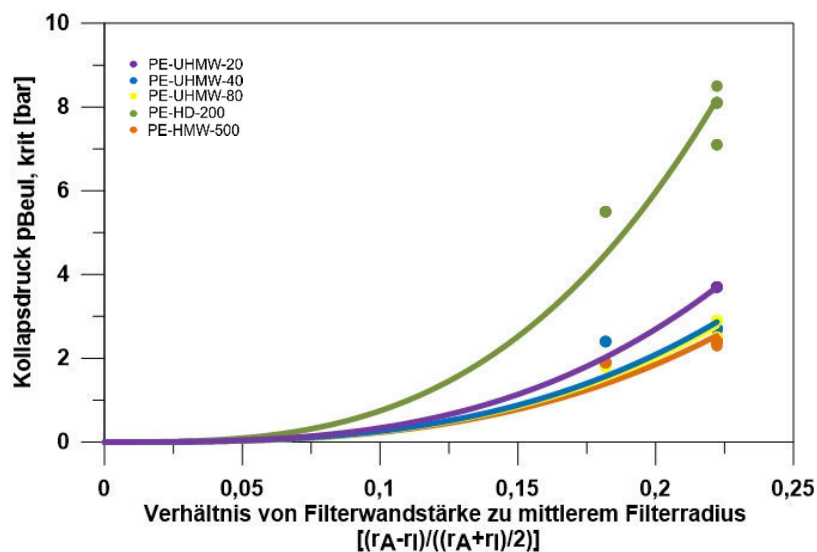


Abbildung 42: Kritischer Beuldruck der porösen Filterelemente in Abhängigkeit von mittlerem Filterradius und Filterwandstärke in Anlehnung an den kritischen Beuldruck nach Gleichung 19

5.2.4. Deformationsverhalten poröser Polyethylenfilter

Das Deformationsverhalten der porösen PE-HD-Filterelemente variiert je nach Filtertyp. Die Illustrationen in Abbildung 43 verdeutlichen dies. Es zeigt sich, dass die Filter PE-UHMW-20, PE-UHMW-40 und PE-HD-200 eine duktile Deformation unter Einschnüren erfahren (Rüther et al., 2016). Bei den Filtern des Typs PE-HMW-500 kann dahingegen Rissbildung beobachtet werden (Abbildung 43d). Dieses spröde Deformationsverhalten indiziert eine schwächere Verschweißung der gesinterten Polyethylenpartikel an den Versinterungsflächen im Vergleich zu den anderen porösen Filterelementen. Folglich sind die Filter PE-HMW-500 durch eine geringere Druckfestigkeit charakterisiert (Tabelle 18). Die heterogene Deformation dieser porösen Filter erklärt außerdem die weite Streuung der mechanischen Kennwerte, was sich auch in dem niedrigen Weibull-Koeffizienten von $m = 7,8$ widerspiegelt (Abbildung 40d).

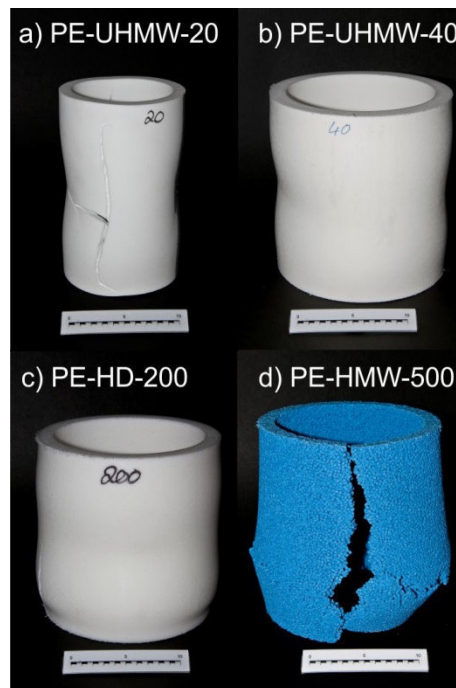


Abbildung 43: Deformation der porösen Filterelemente der Gruppen a) PE-UHMW-20, b) PE-UHMW-40, c) PE-HD-200 und d) PE-HMW-500 nach einaxialen Druckversuchen bei 25 °C. Die in a) zu erkennende Rissbildung resultiert aus einer Überbelastung der Probe.

5.2.5. Festigkeit poröser Polyethylenfilter in Abhängigkeit der Charge

Das in Abbildung 44 dargestellte Spannungsdehnungsverhalten von Filtern des Typs PE-HMW-500 bei Raumtemperatur illustriert die in Kap. 5.2.1 geschilderte Heterogenität der ermittelten Druckfestigkeit: Dargestellt sind Messergebnisse aus einaxialen Druckversuchen von vier verschiedenen Produktionschargen aus den Zeitraum von Februar 2012 (02-2012), Mai 2012 (03-2012), Juni 2013 (06-2013) und August 2014 (08-2014). Es ist auf den ersten Blick erkennbar, dass die Festigkeit von Charge zu Charge zwischen 2 und 5 MPa variiert. Diese Abhängigkeit der Druckfestigkeit von den Produktionsbedingungen kann auf die weiteren porösen PE-Filtertypen und die anderen mechanischen Eigenschaften übertragen werden. Eine Prognose zur mechanischen Belastbarkeit der porösen PE-Filterelemente ist daher lediglich für Wertebereiche möglich.

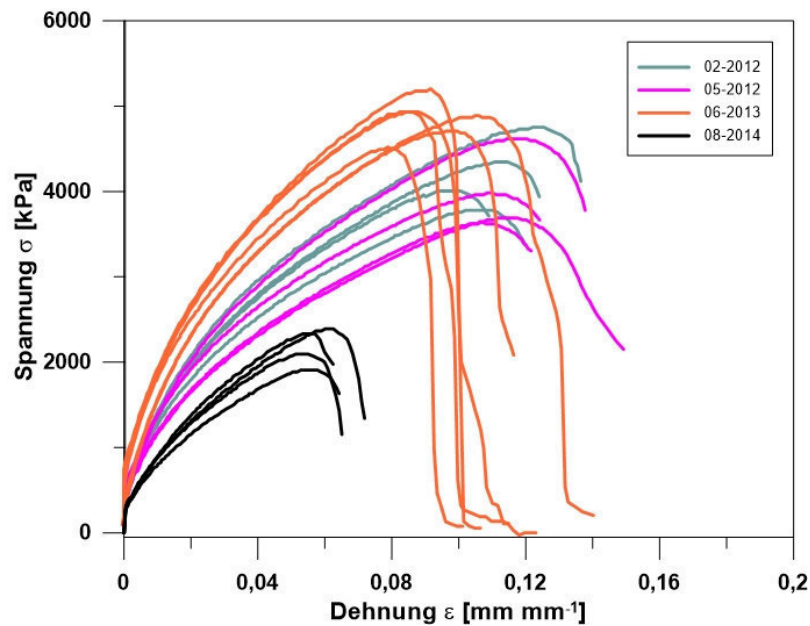


Abbildung 44: Spannungs-Dehnungsverhalten von PE-HMW-500 unterschiedlicher Produktionschargen bei Raumtemperatur

5.2.6. Mechanisches Verhalten poröser Festkörper

Abbildung 45 veranschaulicht die Relation von Porosität und einaxialer Druckfestigkeit der porösen Polyethylenkörper. Jede einzelne Datenreihe ist durch einen Abfall der Druckfestigkeit mit steigender Porosität charakterisiert. Zhang et al. (2012) bewiesen ein Wachstum der Druckfestigkeit mit steigendem Molekulargewicht bei mikroporösen PE-HD-Filterelementen. Folglich ist bei PE-HMW-500, dessen Werkstoff durch ein geringes Molekulargewicht aufweist, die Druckfestigkeit am geringsten. Die mechanische Belastbarkeit der hochmolekularen Filtertypen PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40 ist höher als die von PE-HMW-500. Die untersuchten Filter aus PE-HD-200 haben die günstigsten mechanischen Eigenschaften trotz geringstem Molekulargewicht aller getesteten Filtertypen. Folglich kann angenommen werden, dass, basierend auf den in Abbildung 45 dargestellten Ergebnissen, die Porosität, die hier geringer ist, makroporöser PE-HD-Filter einen größeren Einfluss auf die mechanischen Eigenschaften als das Molekulargewicht des Filtermaterials hat.

Zum Vergleich ist in Abbildung 45 außerdem die einaxiale Druckfestigkeit der geschlitzten Filterelemente aufgetragen. Die Druckfestigkeit der Typen PVC-300, PVC-500 und PVC-750 ist höher als die der porösen PE-Filterelemente. Dies ist auf den Werkstoff PVC zurückzuführen, der generell höhere mechanische Eigenschaften aufweist als PE (Abts, 2014). Die ermittelten Druckfestigkeiten der geschlitzten Filtertypen streuen relativ stark im Vergleich zu den porösen Filtertypen. Trotz des identischen Filtermaterials von PVC-300, PVC-500 und PVC-750 kann keine Abhängigkeit der Druckfestigkeit mit zunehmender Schlitzweite bzw. Porosität festgestellt werden.

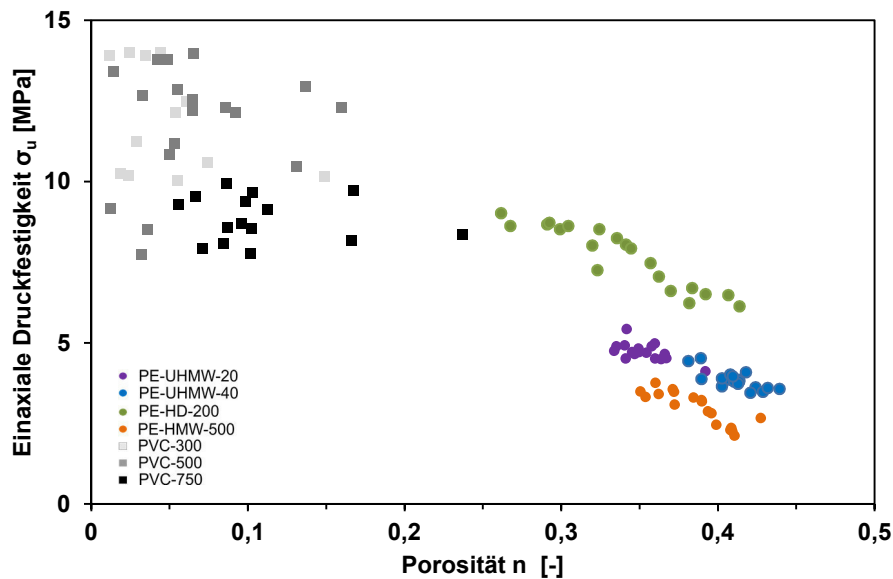


Abbildung 45: Einaxiale Druckfestigkeit bei 25°C in Abhängigkeit der Porosität der Filterelemente

Die in Kap. 2.4.4 vorgestellten Modelle zur Beschreibung der Abhängigkeit von Festigkeit und Porosität in Konstruktionswerkstoffen wurden zur Analyse der experimentellen Daten der porösen PE-HD-Filter herangezogen.

Die Modelle können allgemein in zwei Gruppen unterteilt werden, die entweder lineares oder exponentielles Verhalten aufweisen. Zur Validierung, welches Modell am ehesten den modellierten Funktionen entspricht, wurde die Druckfestigkeit von dichtem PE-HD mit 25 MPa nach Abts (2014) angenommen. In Abbildung 46 ist die einaxiale Druckfestigkeit in Abhängigkeit der Filterporosität bei 25 °C ergänzt um die verschiedenen Modellfunktionen für die Filtertypen PE-UHMW-20, PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE-HMW500 illustriert (Rüther et al., 2016). Das Bestimmtheitsmaß R^2 , die Standardabweichung σ_x und die kalkulierten Modellparameter aller Modell Anpassungen sind in Tabelle 21 dargestellt.

Die berechneten Funktionen nach Schiller (Abbildung 46d) und Chen et al. (Abbildung 46f) sind annähernd gleich. Das Bestimmtheitsmaß beider Datenanpassungen ist gleichwertig annehmbar. Nichtsdestotrotz sind beide Modelle inadäquat für die Beschreibung der experimentellen Daten. Diese Annahme basiert auf den berechneten Parametern n_0 und n_c . Die kalkulierte Porosität für diese Modelle überschreitet den Wert 1. Da Porosität jedoch ein Kennwert ist, der von 0 bis 1 variiert, repräsentieren die Funktionen nach Schiller und Chen et al. Modelle mit unrealistischen Parametern.

Ein weiterer unzureichender Modelltyp wird in Abbildung 46e) gezeigt. Die empirischen Gleichungen nach Kumar & Bhattacharjee hängt von der Porosität n und den mittleren Porenradius r_m ab. Die ermittelte Festigkeit von dichtem PE-HD variiert hier zwischen 4 und 12 MPa. Die Annahme von $\sigma_0 = 25$ MPa wird somit in diesem Modell nicht erfüllt und unterschätzt die Druckfestigkeit der porösen PE-Filter.

Das lineare Modell nach Hasselman kann die experimentellen Daten nicht exakt beschreiben (Abbildung 46c). Die berechneten Gradienten sind aufgrund der Annahme von $\sigma_0 = 25$ MPa unnatürlich hoch. Daraus resultieren Bestimmtheitsmaße unter dem Wert von -1.

Die verbleibenden Modelle nach *Balshin* (Abbildung 46a) und *Duckworth* (Abbildung 46b) repräsentieren ähnliche Funktionen, die die experimentellen Daten sehr gut beschreiben. Nur die Modellfunktion des Filtertyps PE-UHMW-20 weist ein geringes Bestimmtheitsmaß auf. Dies basiert auf der homogenen Datenmenge dieses Filtertyps. Unter der Berücksichtigung, dass die empirische Konstante k des *Balshin* Modells nicht spezifisch definiert ist, beschreibt *Duckworths* Modell die experimentellen Daten am Exaktesten anhand der eingeführten Materialkonstante b . Die Filter PE-HD-200 korrelieren mit einer Werkstoffkonstante b von 3,5 (Tabelle 21). Die einaxiale Druckfestigkeit von PE-HMW-500 hängt mit einem b von 5,5 zusammen. Die feinporigen Filtertypen PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40 können einer Materialkonstante zwischen 4,6 bis 4,7 zugeordnet werden. Folglich, mit dem Verweis auf Tabelle 21 und Abbildung 46, kann nicht nur die Druckfestigkeit keramischer Werkstoffe, sondern auch poröser PE-Filterelemente nach *Duckworth* (1953) beschrieben werden.

Tabelle 21: Ergebnisse zur Anpassung der experimentellen Daten an Festigkeits-Porositätsmodelle: Bestimmtheitsmaß R^2 , Standardabweichung σ_X und kalkulierten Parameter. σ_0 wird als 25 MPa angenommen.

Filtertyp	<i>Balshin</i> Modell	<i>Duckworth</i> Modell	<i>Hasselman</i> Modell	<i>Schiller</i> Modell	<i>Kumar & Bhattacharjee</i> Modell	<i>Chen et al.</i> Modell
	k	b	b	k / n_0	k	σ_0 / n_c
	σ_X / R^2	σ_X / R^2	σ_X / R^2	σ_X / R^2	σ_X / R^2	σ_X / R^2
PE-UHMW-20	3,84 0,04 / -0,28	4,73 0,04 / 0,10	-57,37 0,48 / -5,28	4,23 / 1,08 0,40 / 0,34	0,03 0,33 / 0,33	17,56 / 4,29 0,29 / 0,38
PE-UHMW-40	3,54 0,03 / 0,41	4,56 0,03 / 0,58	-51,41 0,33 / -3,03	6,09 / 0,77 0,10 / 0,57	0,04 0,28 / 0,41	29,30/1,02 0,15 / 0,60
PE-HD-200	2,89 0,05 / 0,47	3,53 0,04 / 0,73	-50,70 0,93 / -1,17	6,63 / 1,07 0,13 / 0,84	0,16 0,34 / 0,71	27,95 / 3,39 0,16 / 0,85
PE-HMW-500	4,37 0,05 / 0,71	5,52 0,06 / 0,70	-56,86 0,53 / -1,83	7,58 / 0,57 0,04 / 0,70	0,11 0,66 / 0,31	28,48 / 0,60 0,18 / 0,72

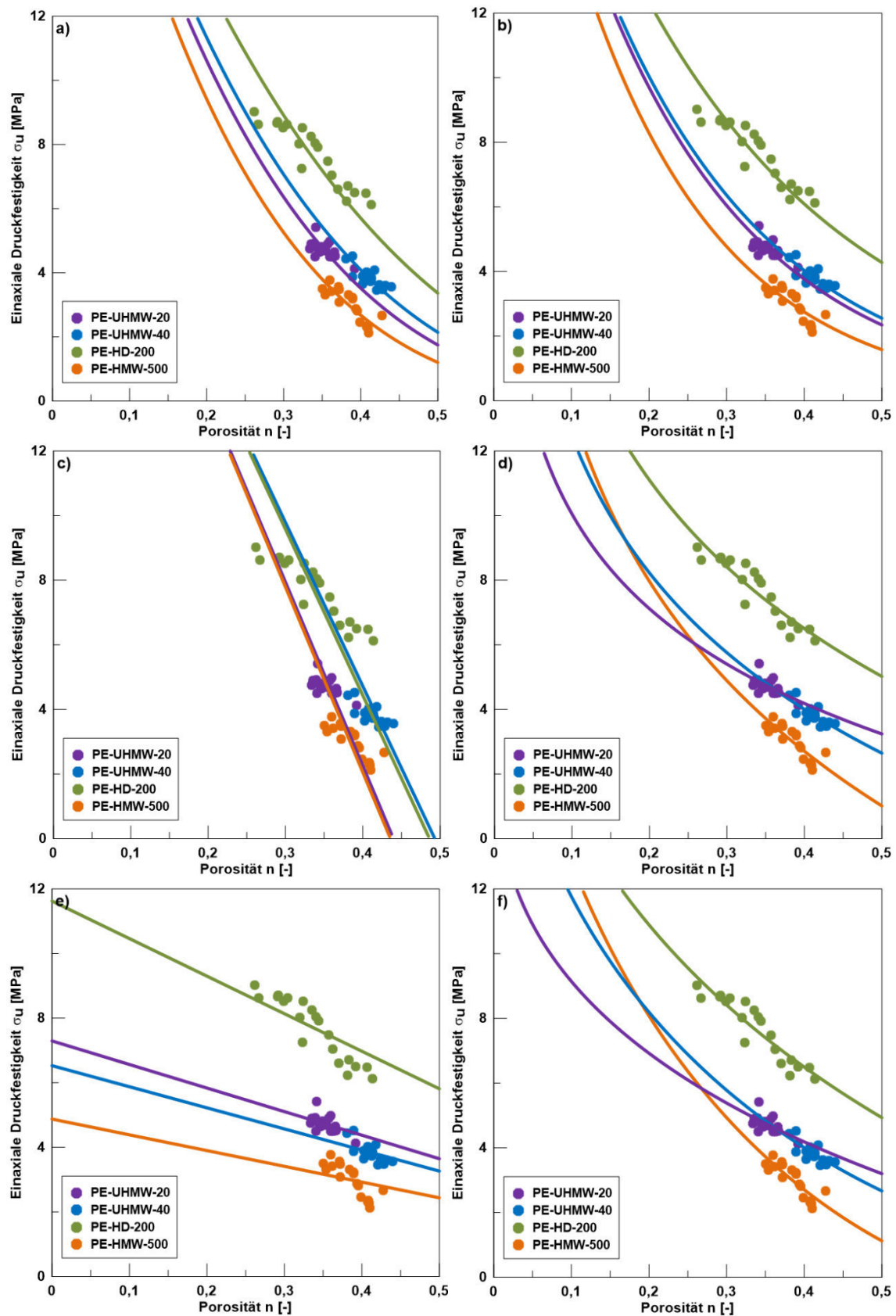


Abbildung 46: Druckfestigkeit in Abhängigkeit der Porosität von porösen PE-Filtern bei 25 °C ergänzt um verschiedene Modellfunktionen. a) *Balshin* Modell, b) *Duckworth* Modell, c) *Hasselman* Modell, d) *Schiller* Modell, e) *Kumar & Bhattacharjee* Modell und f) *Chen et al.* Modell. σ_0 wird als 25 MPa angenommen.

5.2.7. Thermomechanisches Verhalten

Die Versuche zur einaxialen Kompression sind bei unterschiedlichen Umgebungstemperaturen durchgeführt worden, um den Temperaturbereich zu bestimmen, der eine sichere Anwendung im geothermischen Lastfall verspricht (Tabelle 9). Abbildung 47 zeigt die Druckfestigkeit der Filterelemente in Abhängigkeit von der Temperatur in Form eines Arrheniusgraphs. Diese graphische Darstellung beschreibt eine Festigkeitsfunktion σ_T , die logarithmisch von der Aktivierungsenergie E_A und dem korrespondierenden $\sigma_{(T^{-1}=0)}$ abhängt. So kann nach Arrhenius die temperaturabhängige einaxiale Druckfestigkeit wie folgt beschrieben werden:

$$\sigma_T = \sigma_{T^{-1}=0} \cdot e^{-\frac{E_A}{R \cdot T}} \quad \text{Gleichung 58}$$

Alle Datenreihen dokumentieren einen tendenziellen Anstieg der Druckfestigkeit mit sinkender Temperatur. So entspricht die Steigung aller Funktionen im Arrheniusgraph, der die Festigkeit in Abhängigkeit der inversen Temperatur darstellt, einem positiven Wert. Die graphische Darstellung ermöglicht es, die Aktivierungsenergie E_A und die dazugehörigen $\sigma_{(T^{-1}=0)}$ zu bestimmen. Die Daten sind in Tabelle 22 zusammengefasst.

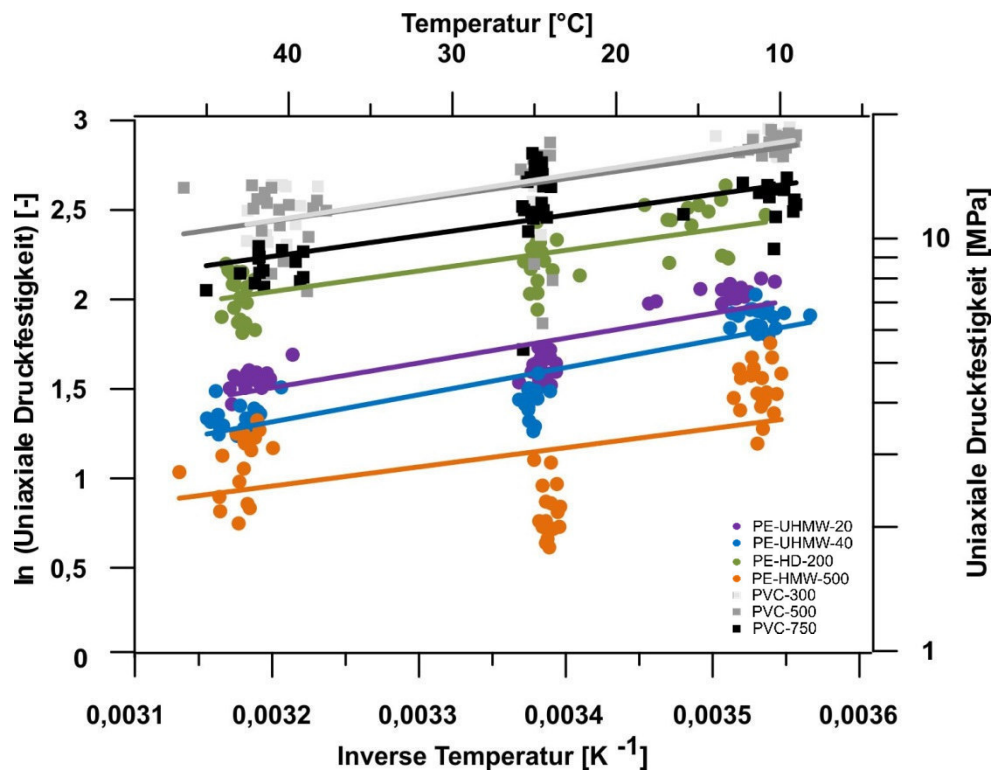


Abbildung 47: Einaxiale Druckfestigkeit der Filtertypen A bis G in Abhängigkeit von der Umgebungstemperatur

Alle Datenreihen folgen annähernd dem Gesetz nach Arrhenius, wobei PE-HMW-500 am stärksten abweicht. Die berechnete Aktivierungsenergie kann als ein Indikator für den Veränderlichkeit der Druckfestigkeit bei variierender Temperatur interpretiert werden. Folglich ist die Druckfestigkeit der Filter PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40 am stärksten von der Temperatur beeinflusst. Die einaxiale Druckfestigkeit der PE-HMW-500 nimmt am wenigsten mit sinkender Temperatur zu ($E_A = 8,92 \text{ kJ} \cdot \text{mol}^{-1}$). Die Kalkulationen für die theoretische Festigkeit $\sigma_{(T^{-1}=0)}$ bestätigen die Reihenfolge der einaxialen Druckfestigkeit aus Tabelle 18. Der Filter PE-HD-200 hat hier die höchste einaxiale Druckfestigkeit der porösen Filterelemente bei

unendlicher hoher Temperatur $T^{-1}=0$. $\sigma_{(T^{-1}=0)}$ von PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40 ist geringer als von PE-HMW-500. Diese etwas veränderte Reihenfolge der mechanischen Belastbarkeit in Abhängigkeit des Filtertyps basiert auf der hohen Aktivierungsenergie von PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40.

Die mechanischen Eigenschaften der geschlitzten Filter PVC-300, PVC-500 und PVC-750 bei variierender Temperatur verhalten sich ähnlich wie die der porösen PE-HD-Filterelemente. Die Abweichung der dargestellten Funktionen von PVC-500 und PVC-750 vom Arrhenius-Gesetz ist wie bei PE-HMW-500 hoch. Die Aktivierungsenergie, also die Abhängigkeit der mechanischen Filtereigenschaft von der Temperatur, reduziert sich mit zunehmender Schlitzweite. Die theoretische Druckfestigkeit bei unendlich hoher Temperatur $T^{-1}=0$ beträgt etwa 0,2 MPa und ist damit mehr als doppelt so groß verglichen mit den porösen PE-Filtern.

Tabelle 22: Ergebnisse der Berechnungen von Aktivierungsenergie E_A und Festigkeit $\sigma_{(T^{-1}=0)}$ sowie das Bestimmtheitsmaß R^2 basierend auf der Anpassung der experimentellen Daten an das Gesetz nach Arrhenius

	Druckfestigkeit $\sigma_{(T^{-1}=0)}$	Aktivierungs- energie E_A	R^2
Filtertyp	[MPa]	[kJ·mol ⁻¹]	[-]
PE-UHMW-20	0,054	11,52	0,69
PE-UHMW-40	0,029	12,63	0,77
PE-HD-200	0,193	9,59	0,54
PE-HMW-500	0,084	8,92	0,23
PVC-300	0,202	10,50	0,76
PVC-500	0,259	9,85	0,43
PVC-750	0,234	9,59	0,42

5.2.8. Bewertung der mechanischen Untersuchungen

Die unterschiedlichen mechanischen Untersuchungen belegen, dass PE-HD-200 die höchste mechanische Belastbarkeit der PE-Filter aufweist. Dies ist gültig für die Außendruckfestigkeit sowie für die uniaxiale Druck- und Zugfestigkeit. Die Ergebnisse aus Druck-, Zug- und Kollapsversuchen gliedern die porösen Filtertypen aufgrund ihrer Festigkeit in der gleichen Reihenfolge: PE-HD-200, PE-UHMW-20, PE-UHMW-40 und PE-HMW-500. Diese einheitliche Klassifizierung bestätigt die Messdatenreihen. Die geschlitzten Filter PVC-300, PVC-500 und PVC-750 weisen höhere mechanische Eigenschaften verglichen zu den porösen PE-Filtern auf. Die Unterschiede basieren auf der Härte und Steifigkeit der verschiedenen Werkstoffe.

Die verschiedenen mechanischen Analysen der Polyethylenfilter dienen dem Verständnis der mechanischen Belastbarkeit der porösen Polymerkörper: Die Ergebnisse der zyklischen Druckversuche zur Beurteilung des Langzeitverhaltens beweisen, dass sich die ermittelten Kennwerte der PE-Filter auch unter wiederholter mechanischer Belastung nicht verringern. Dies spricht für die mechanische Langlebigkeit der PE-Filter.

Die Ergebnisse der Kollapsversuche zeigen, dass der kritische Beuldruck der porösen Polyethylenfilter direkt vom Verhältnis aus Wandstärke und mittleren Filterradius abhängig. Die idealen Bedingungen für die mechanische Außenbelastung bietet das Filtermaß mit einem mittleren Filterdurchmesser von 112,5 mm und einer Wandstärke von 12,5 mm.

Die Korrelation der mechanischen Eigenschaften mit der Porosität der Filterelemente bestätigt, dass die Festigkeit der PE-Filter eine Funktion der Porosität und des Filtermaterials entspricht. Die Festigkeit von PE-Filterelementen kann daher bei Kenntnis über die Filterporosität nach dem Duckworth-Modell abgeschätzt werden. Die Werkstoffkonstanten der Filtertypen PE-UHMW-20, PE-UHW-40, PE-HD-200 und PE-HMW-500 konnten anhand der Modellierung bestimmt werden. Für die geschlitzten PVC-Filter konnte dahingegen ein direkter Zusammenhang zwischen Filterporosität und Festigkeit nicht festgestellt werden.

Die Experimente zum thermomechanischen Verhalten der Brunnenfilter dienen zur Abschätzung der Temperaturabhängigkeit der Filterfestigkeit. Aus den Ergebnissen und der Datenanpassung an das Arrheniusgesetz geht hervor, dass die temperaturbedingte Veränderung der Festigkeit der Filterelemente im Temperaturbereich von 10 bis 40 °C mithilfe der Arrheniusgleichung zufriedenstellend beschrieben werden kann. Aus den Daten ergibt sich auch, dass vor allem die Filtertypen PE-UHMW-20, PE-UHMW-40 und PVC-300 thermomechanisch variieren, wohingegen sich die Festigkeit des Filtertyps PE-HMW-500 nur geringfügig mit der Temperatur verändert.

Die Daten der Filter aus PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40 sind ausgesprochen homogen. Dies kann mit den gleichwertig homogenen strukturellen Eigenschaften der feinporösen Filter begründet werden. Die Daten aus den mechanischen Versuchen der Filter PE-HD-200, PVC-500 und PVC-750 sind heterogen verteilt; auch dies erklärt sich anhand der Diversität der Filterporosität. Dahingegen kann die Variation der mechanischen Eigenschaften von PE-HMW-500 nicht mit heterogen verteilter Porosität begründet werden. Für diesen Filtertyp zeigt sich, dass das spröde Bruchverhalten zu inhomogen verteilten mechanischen Kennwerten führt. Die Darstellung der Druckfestigkeit der PE-Filter verschiedener Produktionschargen belegt, dass die mechanischen Eigenschaften aufgrund der vorherrschenden Herstellungsbedingungen variieren. Zur Gewährleistung von definierten Filtereigenschaften sind diese Bedingungen zu vereinheitlichen.

Die maximale Einbaulänge der PE-Filter basierend auf der bestimmten Druck- bzw. Zugfestigkeit beträgt etwa 400 m. Unter der Annahme, dass die porösen Filterrohre den gleichen Beuldruckbelastungen wie die verbauten Vollrohre standhalten müssen, wäre aufgrund des ermittelten Kollapsdrucks die maximale Einbautiefe für die PE-Filter auf 10 m (beim Einbau von Schüttgütern) limitiert. Da dies aber nicht der Fall ist, und die Außendruckfestigkeit von Vollrohren etwa 50 % höher ist als die von Filterrohren (Tholen, 2012), kann von einer Mindesteinbautiefe von 20 m (beim Einbau von Schüttgütern) ausgegangen werden. Da aufgrund der porösen Filterstruktur der Polyethylenfilter auf den Einbau von Filterkies und -sand verzichtet werden kann, ist eine maximale Einbautiefe von 120 m (ohne Einbau von Schüttgütern) aus mechanischen Gründen gewährleistet. Die Durchschnittstemperatur von Grundwasser basierend auf geothermischen Gradienten in Deutschland beträgt in 100 m Teufe ca. 13 °C. Folglich sind aufgrund geothermischer Nutzung des Grundwassers maximal 20 °C beim Kühllastfall (13 ± 6 °C) zu erwarten. So können die bei

Raumtemperatur ermittelten mechanischen Kennwerte der Brunnenfilter für die Bemessung geothermischer Brunnen genutzt werden.

5.3. Hydraulische Untersuchungen

5.3.1. Strömungsregime

Zur Untersuchung der hydraulischen Filtereigenschaften wurden die unterschiedlichen Filtertypen von innen nach außen durchströmt (Kap. 3.3.1). Die Bestimmung des vorherrschenden Strömungsregimes im Filterbereich während des Versuchs wurde in Anlehnung an die Reynoldszahl (Gleichung 25) ermittelt. Als charakteristische Länge d_{char} wurde für die porösen PE-Filter der mittlere Partikeldurchmesser (Tabelle 2) angenommen. Die Reynoldszahl der geschlitzten Filtertypen hängt vom sogenannten hydraulischen Radius d_h ab, der der zweifachen Schlitzweite $2s_w$ der Filterelemente entspricht. Die Kalkulationen ergeben, dass PE-UHMW-20, PE-UHMW-40, PE-HD-200, PVC-300 und PVC-500 laminar durchströmt werden (Abbildung 48). Da die Reynoldszahl für die Durchströmung dieser Filtertypen Werten unter 10 entspricht, kann geschlossen werden, dass Strömungsbedingungen nach Darcy gültig sind (Abbildung 11). Hingegen ist das Strömungsregime der Versuche mit PE-HMW-500 und PVC-750 mit Reynoldszahlen größer 10 charakterisiert. Dieser Befund deutet daraufhin, dass das vorherrschende Strömungsregime im Filternahbereich im Übergangsbereich zum nicht-linear laminaren Strömen liegt.

Die Daten legen den Schluss nahe, dass mit zunehmender Poren- bzw. Schlitzweite die Reynoldszahl ansteigt. Die Versuche mit den feinporigen PE-Filtern PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40 sind durch Reynoldszahlen kleiner 1 charakterisiert. Die Reynoldszahlen für Versuche mit PE-HD-200 und PVC-300 entsprechen einem Wertebereich von 1 und 5. Für die Experimente mit PE-HMW-500, PVC-500 und PVC-750 ergeben sich Reynoldszahlen von 5 bis maximal 25. So kann geschlossen werden, dass die Reynoldszahl im Filternahbereich maßgeblich von der Porengröße bzw. Schlitzweite abhängt. Die Form der Filteröffnung sowie die Filterstruktur beeinflusst die ermittelte Reynoldszahl nur zweitrangig.

Aus Abbildung 48 geht auch hervor, dass weder bei den porösen noch bei den geschlitzten Filterelementen im Temperaturbereich zwischen 10 und 40 °C ein essentieller Einfluss der Fluidtemperatur auf das Strömungsverhalten festgestellt werden kann.

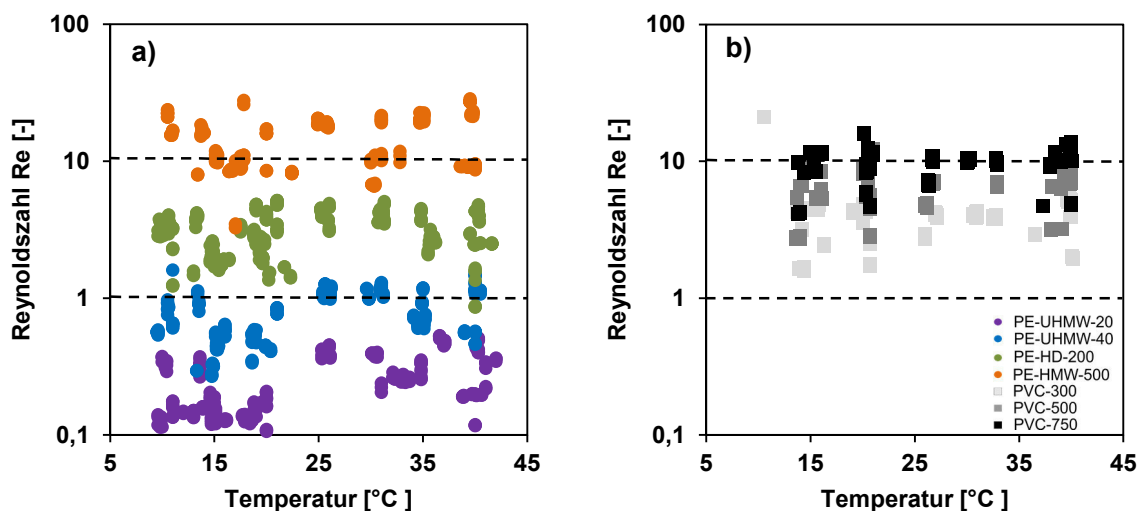


Abbildung 48: Strömungsbedingungen in Abhängigkeit der Fluidtemperatur während der Durchlässigkeitsversuche mit den a) porösen PE-Filtertypen b) geschlitzten PVC-Filtertypen

Abbildung 49 zeigt die Strömungsbedingungen im Filternahbereich während der hydraulischen Experimente in Abhängigkeit der Filterporosität. Die Reynoldszahl der Versuche mit den feinporigen Filtertypen PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40 nimmt mit steigender Porosität zu. Diese Abnahme der Reynoldszahl mit steigender Porosität wird für Reynoldszahlen von Werten unter 1 von Ludewig (1967) und Comiti et al. (2000) beschrieben. Die Reynoldszahl der Experimente mit den übrigen Filtertypen verringert sich mit zunehmender Porosität. Dieses antiproportionale Verhalten der Reynoldszahl in Abhängigkeit von der Porosität ist typisch für das nicht lineare laminare Strömungsverhalten (Klauder, 2010). Aus Extrapolation der Porosität in Abbildung 49b) lässt sich folgern, dass theoretisch durch eine Vergrößerung der Porosität das Strömungsverhalten der geschlitzten Filter laminar wäre. Eine Erhöhung der offenen Fläche bei geschlitzten Brunnenfiltern erfolgt durch Vergrößerung der Schlitzweiten. Folglich kann geschlossen werden, dass bei PVC-Filtern mit größeren Schlitzweiten laminares Strömen herrscht.

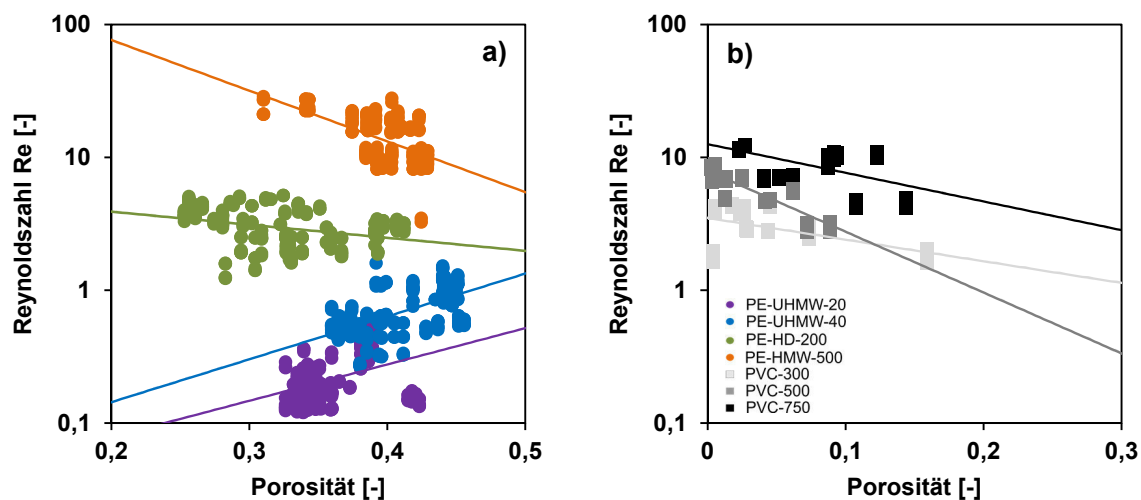


Abbildung 49: Strömungsbedingungen in Abhängigkeit der Porosität während der Durchlässigkeitsversuche mit den für a) porösen PE-Filtertypen b) geschlitzten PVC-Filtertypen

5.3.2. Permeabilität

Anhand der hydraulischen Versuche wurde der Filterdurchfluss volumetrisch bestimmt. Der hydraulische Gradient, die Filtermaße sowie Dichte und Viskosität des durchströmenden Wassers dienten zur Berechnung der Filterpermeabilität. Tabelle 23 fasst Mittelwerte \bar{x} ($\log \bar{x}$) und Standardabweichungen $\log \sigma_x$ der Datenreihen zur Permeabilität der Brunnenfilter zusammen. Die erhobenen Daten variieren zwischen $0,3$ und $1,9 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$. Für die PE-Filter steigt die Permeabilität mit zunehmender Porengröße an (Sass et al., 2012). Die Permeabilität der geschlitzten Filter aus PVC nimmt nicht mit der Schlitzweite zu. Die einzelnen Datenreihen weisen eine geringe Streuung und einen relativen Fehler von etwa 1 % auf. Der direkte Vergleich der porösen Filter mit nomineller Porenweite $500 \mu\text{m}$ (PE-HMW-500) mit den geschlitzten Filtern (PVC-300, PVC-500, PVC-750) zeigt, dass die porös gefertigten PE-Filterelemente hydraulisch effektiver sind als die geschlitzten Filterelemente.

Tabelle 23: Statistische Kennwerte der Permeabilität der Filtertypen

Filtertyp	n	Permeabilität	
	[-]	[m ²]	[log m ²]
PE-UHMW-20	174	0,3E-10	-10,52±0,14
PE-UHMW-40	163	0,6E-10	-10,22±0,12
PE-HD-200	205	1,0E-10	-10,02±0,16
PE-HMW-500	135	1,9E-10	-9,75±0,16
PVC-300	51	1,2E-10	-9,94±0,11
PVC-500	51	1,2E-10	-9,93±0,13
PVC-750	51	1,2E-10	-9,92±0,09

Zur Beurteilung der Messtechnik und ihrer Messgenauigkeit ist in Abbildung 50 die zeitliche Veränderung der Permeabilität aufgetragen. Die Permeabilität variiert um maximal sieben Prozent. Dargestellt ist ein Durchlässigkeitsversuch mit hochmineralisiertem Wasser bei 40 °C an einem Filter PE-HD-200. Die Permeabilität weicht in den ersten sieben Stunden um etwa $\pm 5\%$ der Permeabilität zu Beginn des Experimentes ab. Es kann daher die Aussage getroffen werden, dass die hydraulischen Kennwerte von Brunnenfilterelementen anhand der genutzten Methode zufriedenstellend bestimmt werden. Die durchschnittliche Standardabweichung der Filtertypen von einem Prozent ist auffällig gering (Tabelle 23). So kann geschlossen werden, dass die relativ hohe Heterogenität der strukturellen Eigenschaften der einzelnen Filterelemente (Kap. 5.1.5) die Filterdurchlässigkeit nicht beeinflusst.

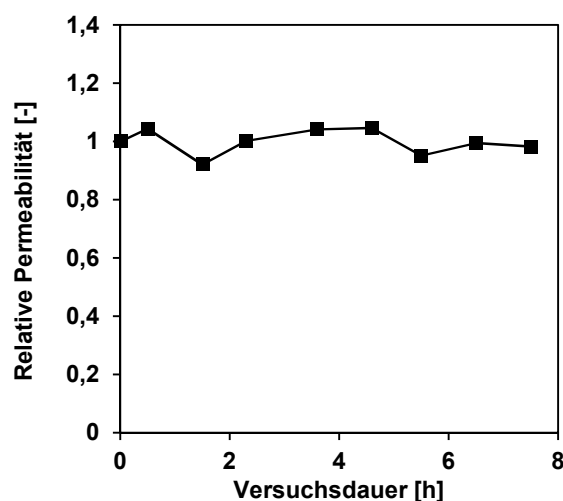


Abbildung 50: Zeitliche Entwicklung der Filterpermeabilität K während eines hydraulischen Tests mit Filtertyp PE-HD-200 bei 40 °C

In Abbildung 51a) und b) ist die Filterpermeabilität in Abhängigkeit der Porosität bzw. der relativen offenen Filterfläche dargestellt. Beide Abbildungen verdeutlichen, dass die Permeabilität aller Filtertypen derselben Größenordnung von 10^{-10} m^2 entspricht. Für die Filter

PE-HD-200, PE-HMW-500, PVC-300, PVC-500 und PVC-750 ist keine Relation zwischen Permeabilität und Porosität erkennbar. Die Permeabilität der feinporigen Filtertypen PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40 nimmt mit steigender Porosität und offener Filterfläche zu. Es ist davon auszugehen, dass die hier dargestellte Gesamtporosität annähernd der hydraulisch wirksamen Porosität entspricht (Kap. 5.1.4) Die offene Fläche der Filterelemente geht auf die Berechnung nach Gleichung 8 und 10 zurück (Abbildung 51b). Da bei den Schlitzfiltern Angaben normiert auf 1 m Filterlänge in die Kalkulation eingehen und nicht die tatsächliche Anzahl an Filterschlitzten im Filterelement, ist die offene Filterfläche je nach PVC-Schlitzfiltertyp annähernd gleichwertig.

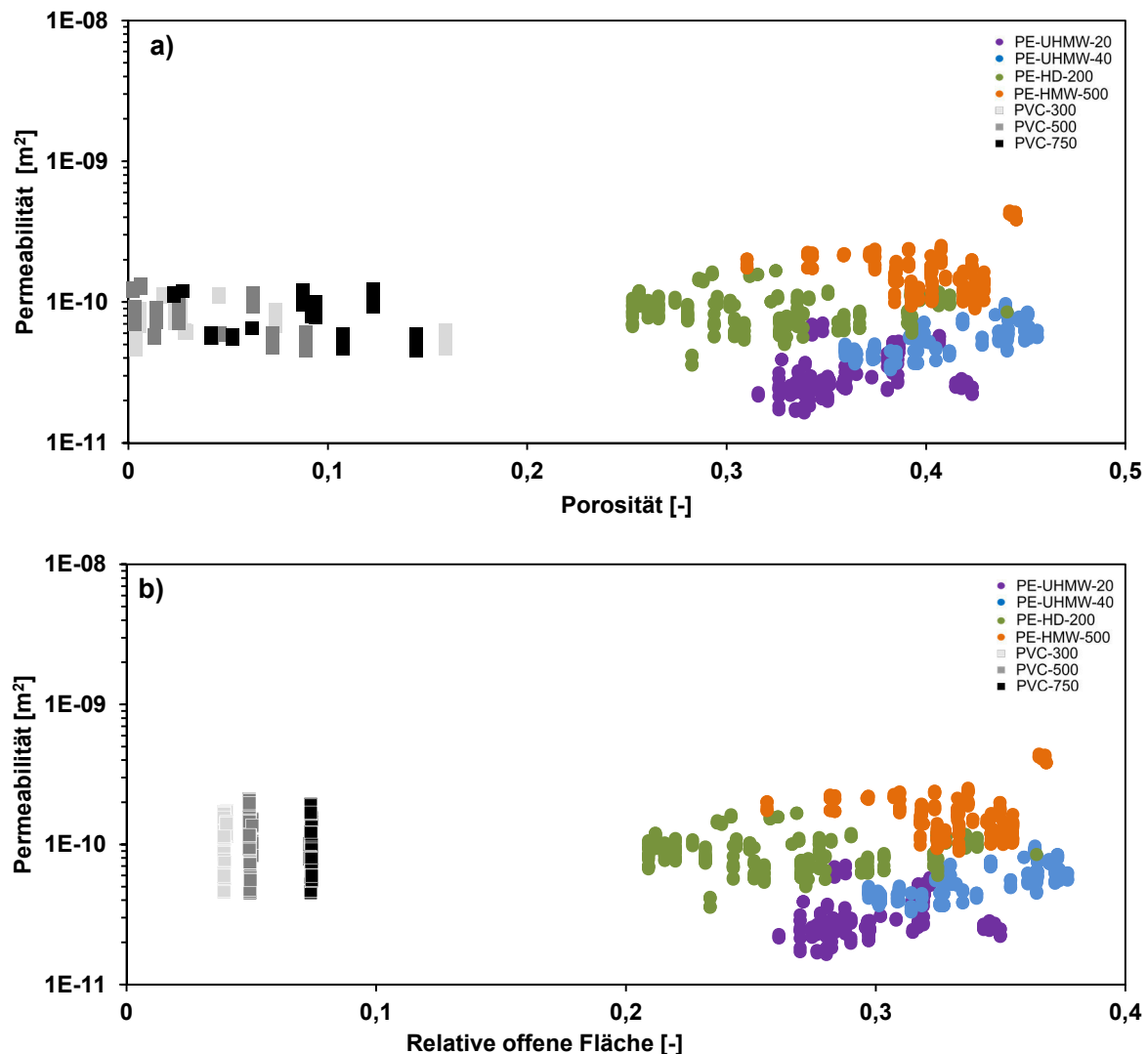


Abbildung 51: Permeabilität der Filtertypen in Abhängigkeit a) der Porosität b) der relativen offenen Fläche der Filterelemente

5.3.3. Durchlässigkeitsbeiwert

Die Durchlässigkeitsbeiwerte (Gleichung 55) sind als Mittelwerte \bar{x} ($\log \bar{x}$) und Standardabweichungen $\log \sigma_x$ in Tabelle 24 zusammengefasst. Es werden hierbei die Kennwerte für drei Temperaturbereiche 10 bis 15, 20 bis 25 und 30 bis 40 °C unterschieden. Die Filterdurchlässigkeit variiert zwischen 0,4 und $3,8 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Die relative Abweichung vom

Mittelwert beträgt 2 bis 3 %. Für die porösen PE-Filter gilt: Je größer die Porenweite, desto größer die Durchlässigkeit. Die Durchlässigkeit der geschlitzten Filterelemente entspricht derselben Größenordnung wie der Durchlässigkeit von PE-HMW-500.

Die Durchlässigkeit der Filtertypen PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40 steigt mit der Wassertemperatur an. Die Durchlässigkeit von PVC-300, PVC-500 und PVC-750 nimmt mit steigender Temperatur hingegen ab. Für die Durchlässigkeit von PE-HD-200 und PE-HMW-500 kann kein temperaturabhängiger Trend für den Temperaturbereich 10 bis 40 °C festgestellt werden. In den Abbildung 52a) und b) ist der Durchlässigkeitsbeiwert in Abhängigkeit von der Temperatur des durchströmenden Fluids für die verschiedenen Filtertypen abgebildet.

Tabelle 24: Statistische Kennwerte zur Durchlässigkeit der Filtertypen in Abhängigkeit der Temperatur

Filter-typ	n	k _F -Wert bei 10-15 °C		n	k _F -Wert bei 20-25 °C		n	k _F -Wert bei 30-40 °C	
		[m·s ⁻¹]	[log(m·s ⁻¹)]		[m·s ⁻¹]	[log(m·s ⁻¹)]		[m·s ⁻¹]	[log(m·s ⁻¹)]
PE-UHMW-20	61	0,4E-04	-4,38±0,14	65	0,5E-04	-4,30±0,12	56	0,7E-04	-4,18±0,13
PE-UHMW-40	57	1,0E-04	-4,03±0,11	57	1,1E-04	-3,99±0,13	49	1,2E-04	-3,93±0,13
PE-HD-200	54	1,7E-04	-3,81±0,20	102	1,9E-04	-3,74±0,11	48	1,4E-04	-3,88±0,12
PE-HMW-500	36	2,8E-04	-3,57±0,11	57	3,8E-04	-3,46±0,18	42	2,8E-04	-3,56±0,13
PVC-300	9	2,4E-04	-3,62±0,08	15	2,2E-04	-3,66±0,08	27	1,8E-04	-3,75±0,09
PVC-500	9	2,6E-04	-3,60±0,10	15	2,4E-04	-3,59±0,10	27	1,8E-04	-3,75±0,11
PVC-750	9	2,5E-04	-3,60±0,08	15	2,2E-04	-3,66±0,07	27	2,0E-04	-3,72±0,07

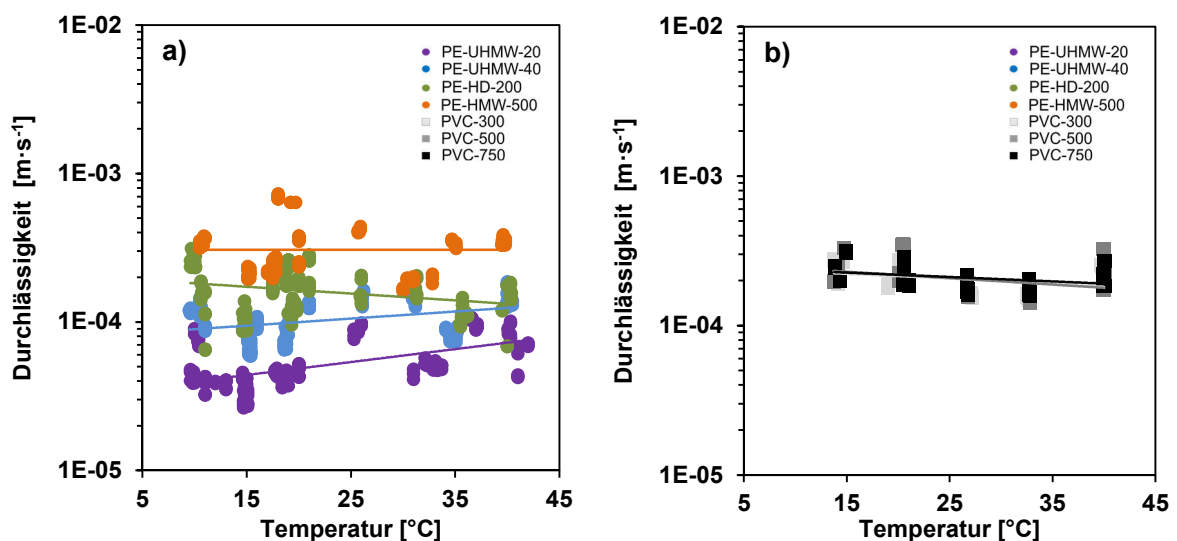


Abbildung 52: Durchlässigkeitsbeiwert in Abhängigkeit der Fluidtemperatur für a) die porösen PE-Filtertypen b) die geschlitzten PVC-Filtertypen

In Abbildung 53a) und b) ist die Durchlässigkeit der untersuchten Filterelemente in Abhängigkeit der Leitfähigkeit des durchströmenden Fluids abgebildet. Untersucht wurden die Filterdurchlässigkeiten mit hochmineralisiertem Leitungswasser (Wassertyp 1) und einem Gemisch aus entionisiertem und Leitungswasser (Wassertyp 2) (Kap. 4.4). Es kann keine Veränderung der Filterdurchlässigkeit von der elektrischen Leitfähigkeit des Fluids belegt werden. So muss für den untersuchten Wertebereich die Gültigkeit der theoretischen Annahme, dass der Durchlässigkeitsbeiwert ein Parameter ist, der im Gegensatz zur Permeabilität, von den Eigenschaften des durchströmenden Fluids abhängt, hinterfragt werden. Die Voruntersuchungen deuten darauf hin, dass die Viskosität und Dichte der beiden verwendeten Wässer sich nur marginal voneinander unterscheidet (Abbildung 27). Folglich sind in diesem Fall die Fluideigenschaften nicht ausschlaggebend für die Filterdurchlässigkeit.

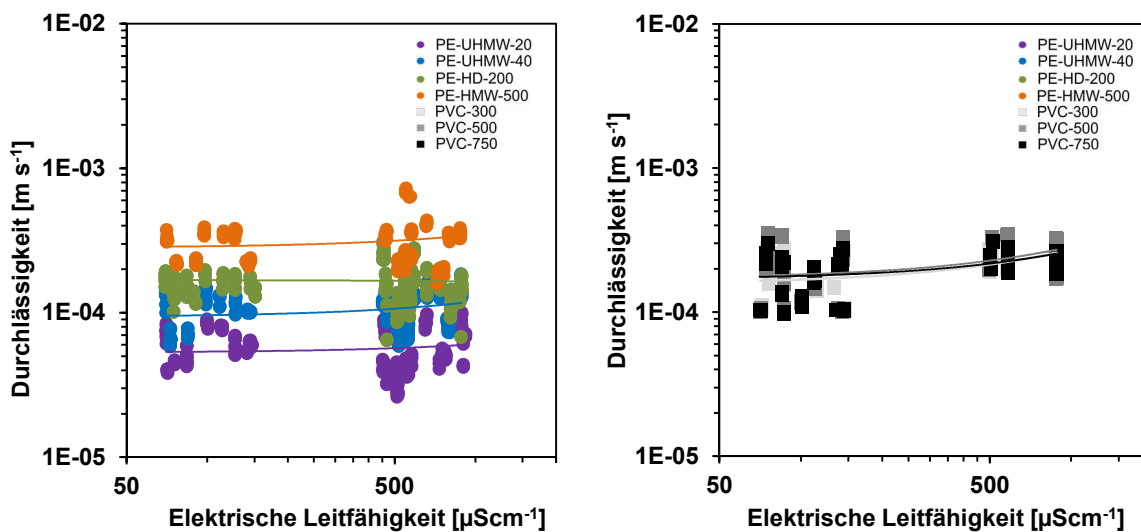


Abbildung 53: Durchlässigkeitsbeiwert in Abhängigkeit der Fluidmineralisierung für a) die porösen PE-Filtertypen b) die geschlitzten PVC-Filtertypen

5.3.4. Untersuchungen zur Variation von Filterinnenausbau und Filterwandstärke

Neben der Abhängigkeit der hydraulischen Eigenschaften vom durchströmenden Fluid wurde auch die Abhängigkeit der Durchlässigkeit vom Filtermaß und -innenausbau analysiert (Abbildung 54).

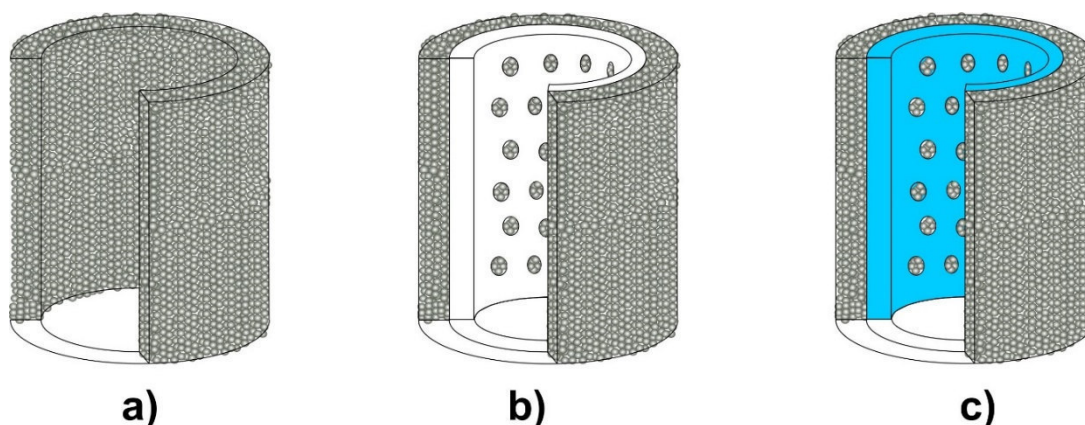


Abbildung 54: Schematische Darstellung der porösen Polyethylenfilter a) ohne Filterverstärkung b) mit Polyethylenverstärkung c) mit PVC-Verstärkung

In Tabelle 25 ist die Durchlässigkeit von porösen Filtern mit unterschiedlichen Filterverstärkungen dargestellt. Für alle PE-Filtertypen gilt, dass der Einbau von Verstärkungen keinen Einfluss auf die Durchlässigkeit der Brunnenfilter hat.

Tabelle 25: Durchlässigkeitsbeiwert poröser Polyethylenfilter in Abhängigkeit der eingesetzten Filterverstärkungsmaterialien bei 25 °C

Filtertyp	Durchlässigkeitsbeiwert bei 25 °C [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]		
	ohne Verstärkung	mit PVC-Verstärkung	mit PE-Verstärkung
PE-UHMW-20	0,4E-04	0,4E-04	
PE-UHMW-40	0,9E-04	0,9E-04	
PE-UHMW-80	1,0E-04	1,0E-04	0,9E-04
PE-HD-200	1,9E-04	1,5E-04	
PE-HMW-500	6,4E-04	6,6E-04	

Die Auswirkung der Filterwandstärke bzw. der Filterdimension auf die hydraulischen Eigenschaften sind in Tabelle 26 zusammengefasst. Dargestellt ist die Durchlässigkeit der porösen PE-Filter bei 25 °C in Abhängigkeit vom Außendurchmesser des Filterelementes. Für PE-UHMW-20 kann eindeutig eine Zunahme der Durchlässigkeit mit steigendem Durchmesser festgestellt werden. Für Gruppe PE-UHMW-40 und PE-UHMW-80 ist kein Trend zwischen Dimension des Filters und der Durchlässigkeit festzustellen. Das gleiche gilt für die grobporigen Filtertypen PE-HD-200 und PE-HMW-500. Es muss darauf hingewiesen werden, dass die untersuchte Probenanzahl gering ist.

Tabelle 26: Durchlässigkeitsbeiwert poröser Polyethylenfilter in Abhängigkeit der Filterwandstärke bei 25 °C [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]

Filtertyp	Filterwandstärke [mm]					
	5	7	7,5	12,5	15	50
PE-UHMW-20	0,3E-04	0,4E-04		0,4E-04	0,9E-04	
PE-UHMW-40	1,1E-04	0,7E-04	0,9E-04	0,9E-04	1,1E-04	
PE-UHMW-80			1,0E-04	1,1E-04	0,4E-04	
PE-HD-200			2,6E-04	1,8E-04	3,5E-04	1,8E-04
PE-HMW-500			7,6E-04	3,4E-04	6,4E-04	

5.3.5. Bewertung der hydraulischen Untersuchungen

Die hydraulischen Untersuchungen ermöglichen es, die Filtertypen aufgrund ihres hydraulischen Verhaltens in zwei Gruppen zu unterteilen.

Die kleinen Porenkanäle der Filter PE-UHMW-20 und PE-UHMW-40 führen zu linear laminarem Strömungsregime (Kap. 2.5.1) im Filternahbereich. Diese Filter sind geringfügig permeabel verglichen zu den anderen untersuchten Filtern. Mit wachsender Filterporosität nehmen die Permeabilität sowie die Reynoldszahl des Strömungsregimes zu. Für eine Filterporosität von 20 bis 50 % liegt die Reynoldszahl der Strömung stets unterhalb von 1 und ist somit linear laminar.

Die Experimente mit den Filtertypen PE-HD-200, PE-HMW-500, PVC-300, PVC-500 und PVC-750 zeigen ein nichtlinear laminares Strömungsregime auf. Mit zunehmender Porosität wird das Strömungsverhalten laminar. Folglich ist eine hohe Filterporosität für das Unterbinden von turbulenter Strömung im Filternahbereich von Vorteil. Die Permeabilität dieser Filter beträgt durchschnittlich $1 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$. Die Permeabilität ist unabhängig von Porosität der Filterelemente.

Die Befunde zum Strömungsregime deuten darauf hin, dass die Reynoldszahl mit wachsender Poren- bzw. Schlitzweite zunimmt. Die Kalkulationen ergeben, dass unabhängig von der Art der Filteröffnungen das Strömungsregime durch die Porengröße bzw. Schlitzweite charakterisiert wird. Dies widerspricht den Beobachtungen von Treskatis et al. (1998) sowie Clark & Turner (1983).

Die Permeabilitäten und Durchlässigkeitsbeiwerte sprechen ebenfalls dafür, dass PE-Poren- bzw. PVC-Schlitzfilter in gleichem Maße hydraulisch effektiv sind. Die höchsten durchschnittlichen hydraulischen Eigenschaften von $1,9 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2$ bzw. $2,8 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ weist der Filtertyp PE-HMW-500 auf. Die analysierten PVC-300, PVC-500 und PVC-750 Filtertypen sind durch marginal geringere Permeabilität bzw. Durchlässigkeit charakterisiert. Zusätzlich zeigt sich, dass die untersuchten hydraulischen Kennwerte der PVC-Filter nicht von der Schlitzweite abhängen, wohingegen die Durchlässigkeit und Permeabilität der Polyethylenfilter mit steigender Porenweite zunehmen.

Filterverstärkungen im Polyethylenfilter verringern die hydraulischen Eigenschaften nicht. Folglich können diese zur Verbesserung der mechanischen Belastbarkeit des Brunnenfilters ohne Beeinträchtigung der hydraulischen Effektivität eingebaut werden.

Die Korrelation von Filterdurchlässigkeit und Filterwandstärke zeigt keinen eindeutigen Trend. Dies ist bemerkenswert, da die strukturelle Analyse eine Abnahme der Filterporosität mit zunehmender Wandstärke vorhersagt. Folglich bestätigt sich der Befund, bei dem die Permeabilität der Filtertypen PE-HD-200 und PE-HMW-500 nicht von der Porosität abhängt. So lässt sich ableiten, dass der Einsatz von porösen Polyethylenfiltern mit großem Durchmesser und erhöhter Wandstärke aufgrund der hydraulischen Eigenschaften nicht von Nachteil ist.

Zur Beurteilung der Nutzung der Filter in geothermischen Brunnen wurden die hydraulischen Experimente bei Temperaturen zwischen 10 und 40 °C durchgeführt. Anhand von Gleichung 22 lässt sich für die Durchströmung mit hochmineralisiertem Wasser eine durchschnittliche Verringerung der Durchlässigkeit von 7 % bei der Temperierung von 10 auf 40 °C prognostizieren. Bei niedrigmineralisierten Wässern beträgt die Verringerung der Durchlässigkeit durchschnittlich 25 %. Aus den experimentellen Beobachtungen lässt sich ableiten, dass die Fluidtemperatur zwischen 10 und 40 °C keinen erheblichen Einfluss auf die Strömungsbedingungen im Filternahbereich hat. Auch die Veränderung des Durchlässigkeitsbeiwertes bei variierender Wassertemperatur ist nur geringfügig. Dasselbe gilt für die Durchströmung verschieden mineralisierter Wässer. Diese thermophysikalischen

Befunde stellen gute Voraussetzung für die Bemessung und Nutzung der untersuchten Filter für geothermische Brunnenanlagen dar.

5.4. Untersuchung des Alterationsverhalten im Testfeld Aschaffenburg

Der Grundwasserleiter im Testfeld Aschaffenburg wurde während der ersten Pumpversuche hydrogeologisch analysiert. Der Aquifer ist gemäß der Definition von Hölting & Coldewey (2012) halbg gespannt. Die Aquifermächtigkeit kann in Anlehnung an Bohrungen 28 und 30 der Geologischen Karte Bayerns auf 5 m geschätzt werden (Streit & Weinelt, 1971). Die Grundwasserdruckfläche liegt etwa 1 m unter Geländeoberkante (Abbildung 29). Der Aquifer besteht aus gut sortiertem Mittelsand und weist anhand der Siebanalysen nach Hazen und Beyer durchschnittliche k_f -Werte von $5 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ auf. Die nach Jacob & Cooper bestimmte mittlere Transmissivität entspricht $4 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ (Rybak, 2012). Der kalkulierte Speicherkoeffizient präsentiert mit 0,5 einen relativ hohen Wert. Im Hangenden des Grundwasserleiters schließt eine Schicht anthropogenen Ursprungs mit einer Mächtigkeit von 1,2 m an. Die Korngrößenverteilung dieser Auffüllung ist vergleichbar mit schlecht sortiertem Sand. Die mittlere hydraulische Leitfähigkeit entspricht einem Wert von $3 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Die hydrochemische Analyse lässt zu dem Schluss kommen, dass es sich um ein überwiegend chloritisch-sulfatisches erdalkalisches Wasser mit erhöhtem Alkaligehalt handelt (Abbildung 55).

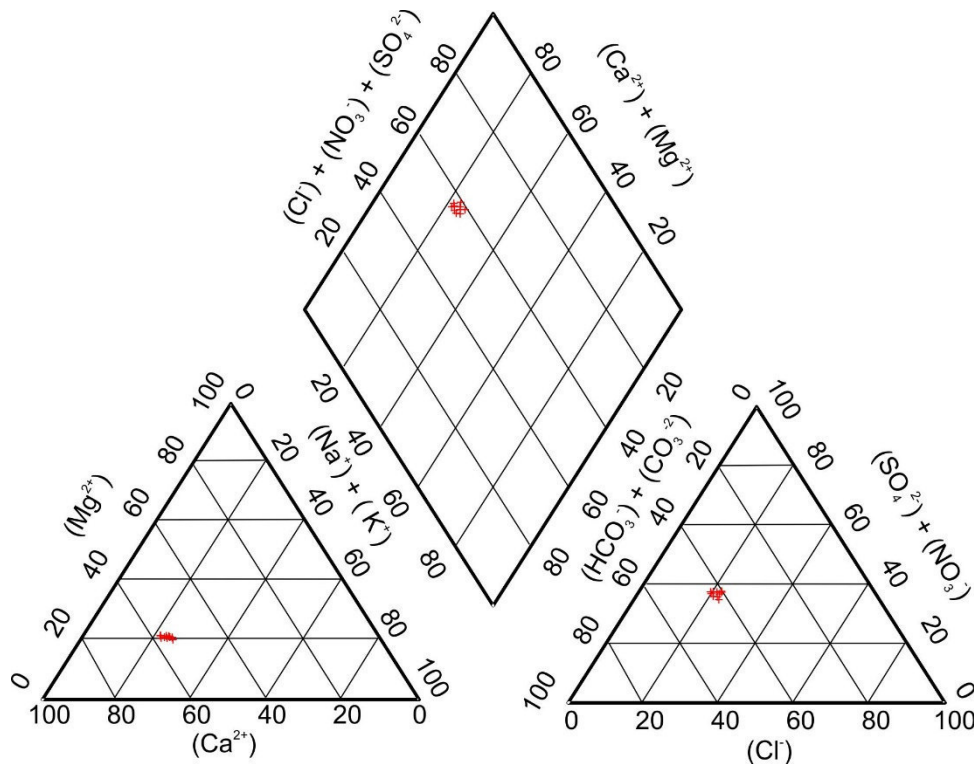


Abbildung 55: Piperdiagramm des Grundwassers im Testfeld Aschaffenburg mit Daten aus 10 Messungen vom 24.11.2011 in Brunnen II

5.4.1. Brunnenergiebigkeit und Brunneneintrittsverluste

Nach Errichtung des Testfeldes wurden initiale Leistungspumpversuche mit fünf Pumpstufen der Förderleistung von $0,1$ bis $1,2 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$ in den Brunnen I, IV und V durchgeführt. Mithilfe von Förderrate und Absenkung im Brunnen (Abbildung 56 bis Abbildung 58) kann so die Ergiebigkeit der Brunnen abgeschätzt werden. Anhand des Absenkungsmodells nach

Bierschenk (Gleichung 50) können die Brunneneintrittsverluste für die einzelnen Brunnen quantifiziert werden. So ist ein direkter hydraulischer Vergleich der Filtertypen möglich. Die Gegenüberstellung zeigt, dass rein hydraulisch der Filtertyp PVC-500 in Brunnen IV am besten auf die hydrogeologischen Gegebenheiten angepasst ist (Rüther & Sass, 2013): Die durchschnittliche Ergiebigkeit von Brunnen IV beträgt $5,0 \text{ l} \cdot (\text{s} \cdot \text{m})^{-1}$ (Abbildung 57). Die Ergiebigkeit in Brunnen V (PE-HMW-500) entspricht $3,7 \text{ l} \cdot (\text{s} \cdot \text{m})^{-1}$ sowie in Brunnen I (PE-HD-200) $3,2 \text{ l} \cdot (\text{s} \cdot \text{m})^{-1}$. Beim Vergleich der Brunnenergiebigkeit mit den berechneten Funktionen der Brunneneintrittsverluste zeigt sich, dass die tatsächliche Förderrate in Brunnen IV annähernd der theoretischen Funktion nach Bierschenk entspricht. Folglich sind die Brunneneintrittsverluste geringfügig. Der korrelierende Durchlässigkeitsbeiwert für die rein aquifergesteuerte laminare Absenkung in Brunnen IV entspricht $2,2 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Die reale Förderrate kongruiert mit einem k_f von $2,1 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Die theoretische laminare Absenkung in Brunnen I weicht stark von der Ergiebigkeitsfunktion in Abbildung 56 ab. Dies wird durch unterschiedlich ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte bestätigt: Die Funktion der laminaren Absenkung gleicht einem k_f von $2,3 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, wohingegen die Befunde der Wasserandrangskurve einem k_f von $1,5 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ entspricht. Dies spricht für eine starke Verringerung der Strömung im Brunnennahbereich. Die Ergiebigkeit des Brunnen V deutet auf einen Durchlässigkeitswert von $1,9 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ hin (Abbildung 58). Der Anteil der laminaren Durchlässigkeit im Aquifer beträgt nach Bierschenk $1,7 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$. Dieses Ergebnis ist fragwürdig, weil demnach das Brunnenbauwerk positive Brunneneintrittsgewinne hervorrufen würde. Viel eher ist davon auszugehen, dass der k_f -Wert der laminaren Absenkung genau wie in Brunnen I und IV einem Wert zwischen $2,2$ und $2,3 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ entspricht.

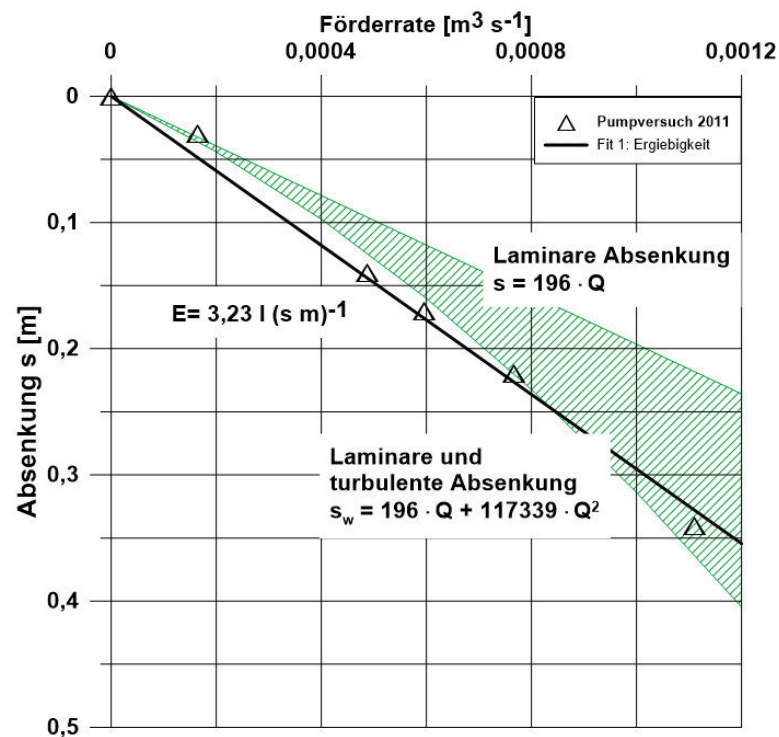


Abbildung 56: Absenkung in Abhängigkeit der Förderrate im Brunnen I (PE-HD-200) während des initialen Leistungspumpversuchs im Jahr 2011 im Testfeld Aschaffenburg. In grün dargestellt sind die theoretischen Brunneneintrittsverluste nach Bierschenk.

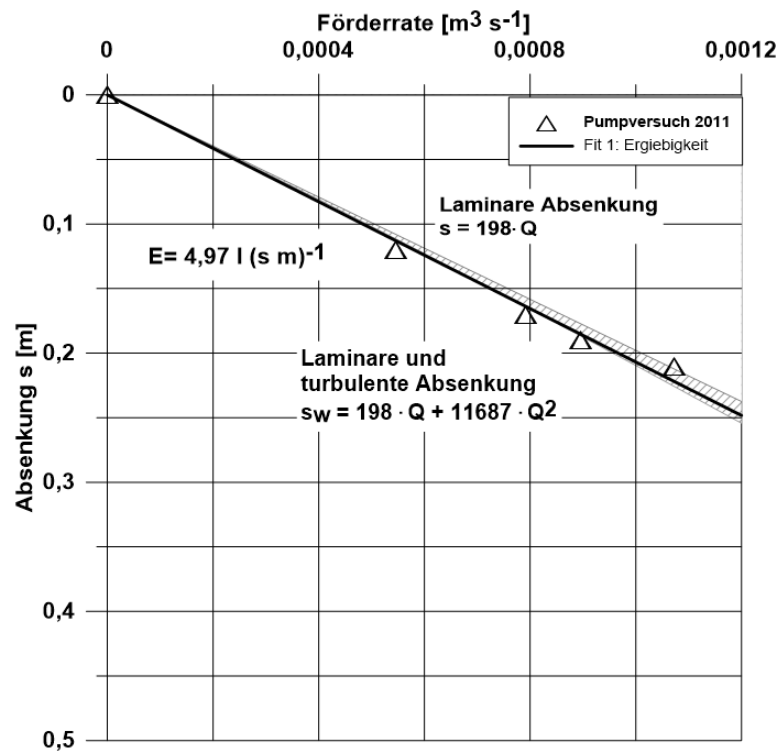


Abbildung 57: Absenkung in Abhängigkeit der Förderrate im Brunnen IV (PVC-500) während des initialen Leistungspumpversuchs im Jahr 2011 im Testfeld Aschaffenburg. In grau dargestellt sind die theoretischen Brunneneintrittsverluste nach Bierschenk.

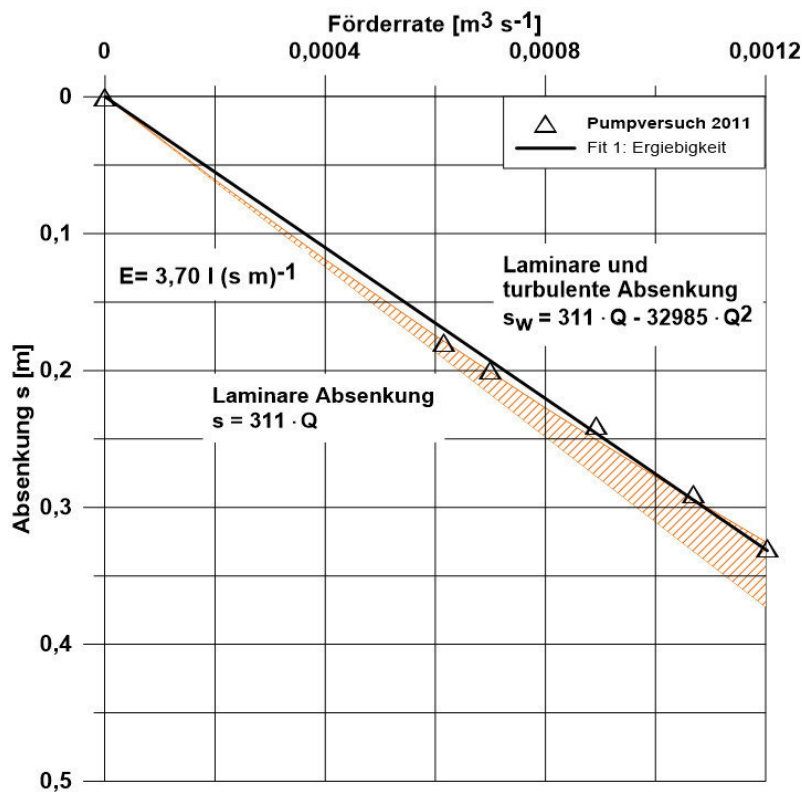


Abbildung 58: Absenkung in Abhängigkeit der Förderrate im Brunnen V (PE-HMW-500) während des initialen Leistungspumpversuchs im Jahr 2011 im Testfeld Aschaffenburg. In orange dargestellt sind die theoretischen Brunneneintrittsverluste nach Bierschenk.

5.4.2. Hydrochemische Parameter in Abhängigkeit der Förderzeit

In Abbildung 59 sind die hydrochemischen und thermophysikalischen in situ-Eigenschaften des Grundwassers in Abhängigkeit der Förderzeit während der Pumpversuche im Jahr 2011 dargestellt. Die pH-Werte (Abbildung 59c) und Redoxpotentiale (Abbildung 59e) sind während des gesamten Pumpversuchs in allen drei Brunnen relativ stabil bei $\text{pH} = 6,9$ und $E_h = 370 \text{ mV}$.

Die voneinander abhängigen Kennwerte der Wassertemperatur und elektrischen Leitfähigkeit nähern sich in allen drei Brunnen nach einer Stunde Förderzeit asymptotisch einem festen Wert an. Die Temperatur in Brunnen I und V beträgt dann etwa 12°C (Abbildung 59a). Die elektrische Leitfähigkeit des Wassers liegt in diesen Brunnen bei $550 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Abbildung 59b). Das Wasser in Brunnen IV ist in der stationären Phase durch eine Temperatur von 11°C bei einer elektrischen Leitfähigkeit von $560 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Die Befunde zur Trübung zu Beginn der Pumpversuche sind extrem hoch und entsprechen Werten zwischen 10 und 150 NTU. Nach einer Stunde Wasserförderung sind Trübung und Sauerstoffgehalt vom initialen Wert auf stationäre 1 NTU (Abbildung 59d) und $2,5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ gesunken (Abbildung 59f).

Aus den Daten ergibt sich, dass pH und Redoxpotential durch den Förderbetrieb nicht beeinflusst werden. Da Redoxpotential und Sauerstoffgehalt im Wasser eng miteinander verknüpft sind, müssen daher die erhobenen Befunde der Konzentration an gelöstem Sauerstoff im Wasser hinterfragt werden. Die zu Beginn der Pumpversuche gewonnenen Daten von 6 bis $14 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ an Sauerstoff sind unrealistisch hoch. Viel mehr ist von einem Wertebereich von 2 bis $4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ auszugehen.

Die abnehmende Trübung des geförderten Grundwassers basiert auf der unzureichenden Brunnenentwicklung. Folglich ist das Grundwasser zu Beginn der Pumpversuche mit Feinstpartikeln angereichert. Im Zuge der fortschreitenden Grundwasserförderung nimmt die Konzentration an Feinstpartikeln ab.

Aus der beobachteten elektrischen Leitfähigkeit lässt sich schließen, dass das Grundwasser im Testfeld Aschaffenburg durch hohe Mineralisierung charakterisiert ist. Diese Randbedingungen sind fördernde Indikatoren für die Bildung von Inkrustationen im Brunnen und im Brunnennahbereich.

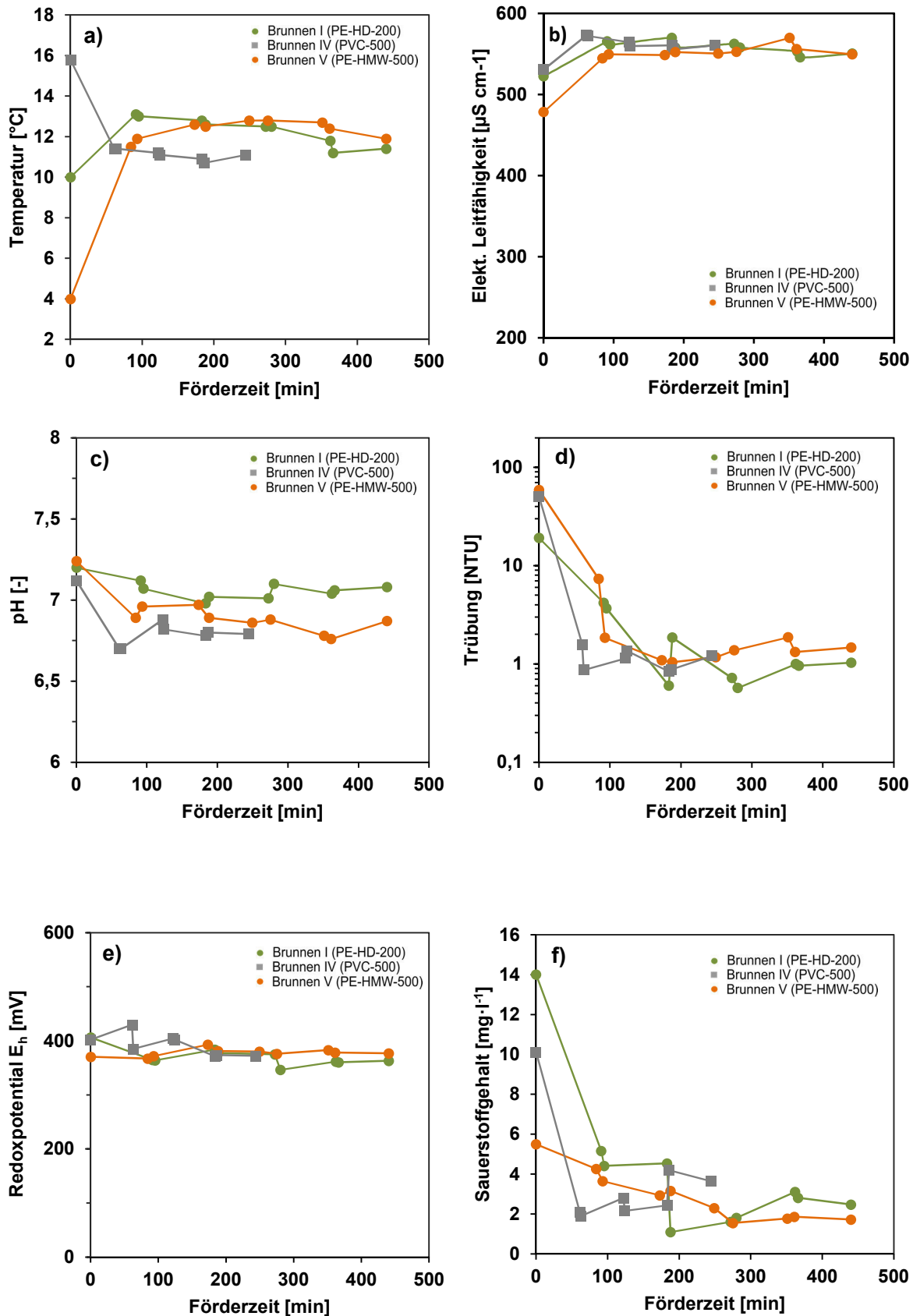


Abbildung 59: Hydrochemische und thermophysikalische in situ - Parameter in Abhängigkeit der Förderzeit während des Leistungspumpversuchs 2011 im Testfeld Aschaffenburg

5.4.3. Hydrochemische Parameter in Abhängigkeit der Förderrate

Abbildung 60 zeigt die hydrochemischen und thermophysikalischen in situ-Daten des Grundwassers in Abhängigkeit der Förderrate während der Pumpversuche in den Jahren 2012 und 2013. Redoxpotential (Abbildung 60e) und pH-Wert (Abbildung 60c) des geförderten Wassers sind unabhängig von der Förderrate und verhalten sich daher stabil während der Pumpversuche.

Aus den Daten der Temperatur geht hervor, dass diese mit wachsender Förderrate geringfügig steigt. Dies ist vor allem für den Pumpversuch in 2012 erkennbar (Abbildung 60a). Der Temperaturanstieg kann über die zunehmende Abwärme der Pumpe bei steigender Frequenz begründet werden.

Die elektrische Leitfähigkeit nähert sich während des Pumpversuches in 2012 mit zunehmender Förderleistung der Brunnen IV und V asymptotisch $\kappa = 320 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Abbildung 60b). Dieses Verhalten zeigt, dass das geförderte Wasser bei laufendem Brunnenbetrieb durch eine verdünnte Mineralisierung charakterisiert ist. Bei Brunnenstillstand kommt es hingegen zur Anreicherung von An- und Kationen im Brunnenwasser (Brunnen 1 und 4). Der Vergleich der Daten mit der elektrischen Leitfähigkeit in Abhängigkeit der Förderzeit aus 2011 (Abbildung 59b) deutet darauf hin, dass der mittlere Kennwert sich von 550 auf $320 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ drastisch verringert hat. Bemerkenswert ist auch, dass die Mineralisierung in Brunnen I im Jahr 2012 am höchsten ist, d.h. hier mehr An- bzw. Kationen in wässriger Lösung sind (verglichen mit Brunnen V und IV). Im Jahr 2013 ist die elektrische Leitfähigkeit (und Temperatur) bezogen auf die Förderrate annähernd konstant. Die Mineralisierung ist stets unter $300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Die Trübung in Abhängigkeit der Förderrate in Abbildung 60d) zeigt für alle Brunnen ähnliche Werte mit einer minimalen Trübung von 0,4 NTU bei $0,4 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$. Die initiale hohe Trübung ist zurückzuführen auf die Phase des Nichtbetriebs der Brunnen vor dem Pumpversuch. In diesem Zeitraum reichern sich viele Feinpartikel und Kolloide im Brunnennahbereich an, die dann bei Beginn der Wasserförderung abtransportiert werden. Das oben beschriebene Minimum der Trübung stellt aus geotechnischer Sicht den idealen Betriebspunkt dar. Bei einer Förderrate größer $0,4 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ werden zu viele Feinstpartikel aus dem Brunnennahbereich abtransportiert, so dass der Sedimentkörper als Stützgerüst für den Brunnen geschwächt wird.

Der Sauerstoffgehalt steigt in allen Brunnen mit zunehmender Förderrate an (Abbildung 60f). Dies ist ein Indiz dafür, dass durch turbulente Strömung in der Pumpe bei höherer Pumpenfrequenz dem Wasser mehr Sauerstoff zugeführt wird.

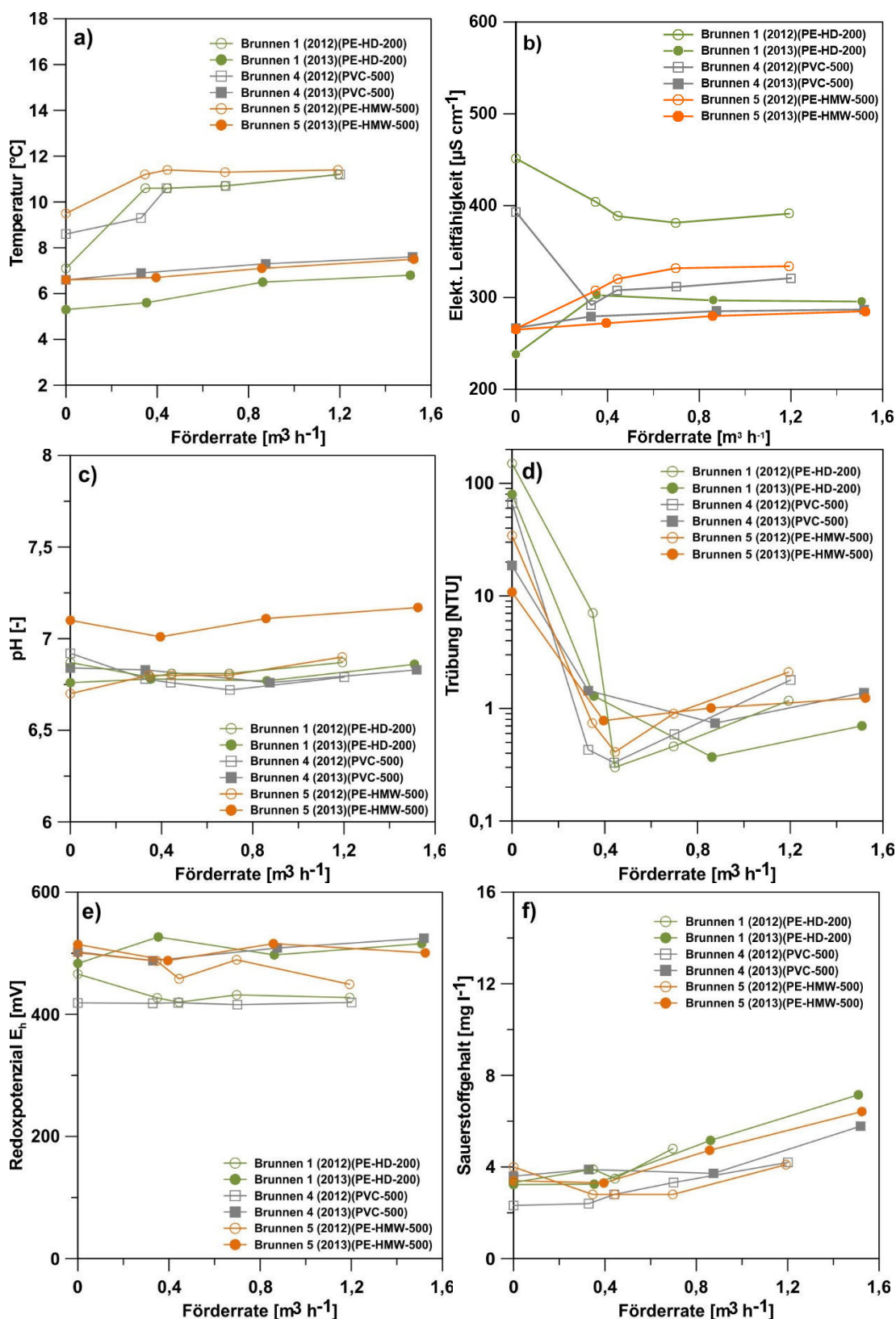


Abbildung 60: Hydrochemische und thermophysikalische in situ - Parameter in Abhängigkeit der Förderrate während der Leistungspumpversuche 2012 und 2013 im Testfeld Aschaffenburg.

5.4.4. Gelöstes Eisen und Mangan im gefördertem Grundwasser

Die häufigste Ursache der Brunnenalterung wird durch Verockerung verursacht. Diese wird durch die Oxidation von im Grundwasser gelöstem Eisen- und Mangan hervorgerufen. Daher lag während der hydrochemischen Analyse besonderes Augenmerk auf den Eisen- und Mangangehalten des gefördertem Grundwassers im Testfeld Aschaffenburg. Die Konzentrationen der Kationen Mn^{2+} und Fe^{2+} sind in Abhängigkeit der Förderzeit bzw. Förderzeit in Abbildung 61 und Abbildung 62 dargestellt. Im Jahr 2011 variiert die ermittelte Eisenkonzentration im Wasser vor Beginn der Pumpversuche zwischen 0,08 und 0,01 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Mit zunehmender Förderzeit sinkt der Eisen(II)gehalt auf einen Wert unter 0,01 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ in allen drei Brunnen. Die Mangankonzentration im Grundwasser während der Pumpversuche im Jahr 2011 ist besonders auffällig. In Brunnen I reicht der Mangangehalt von 2,8 bis 5,4 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. In Brunnen IV und V variiert die Konzentration an gelöstem Mangan zwischen 0,1 und 1,7 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Es ist kein Trend mit zunehmender Förderzeit feststellbar. Die Konzentrationen liegen weit über den vorgegebenen Mangangrenzwert von 0,5 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

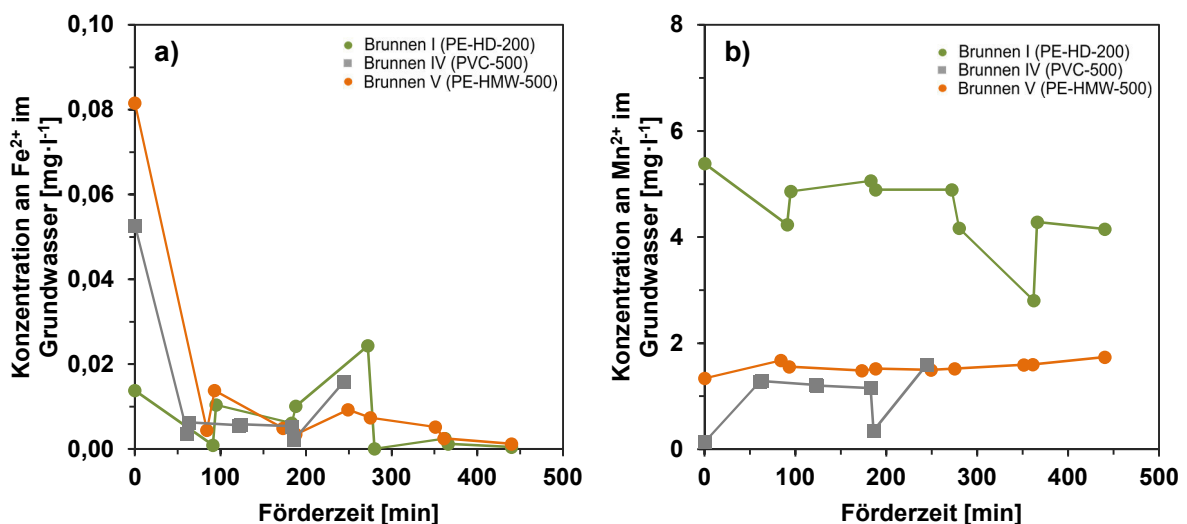


Abbildung 61: Eisen- und Mangankonzentration in Abhängigkeit der Förderzeit während des Leistungspumpversuchs 2011 im Testfeld Aschaffenburg

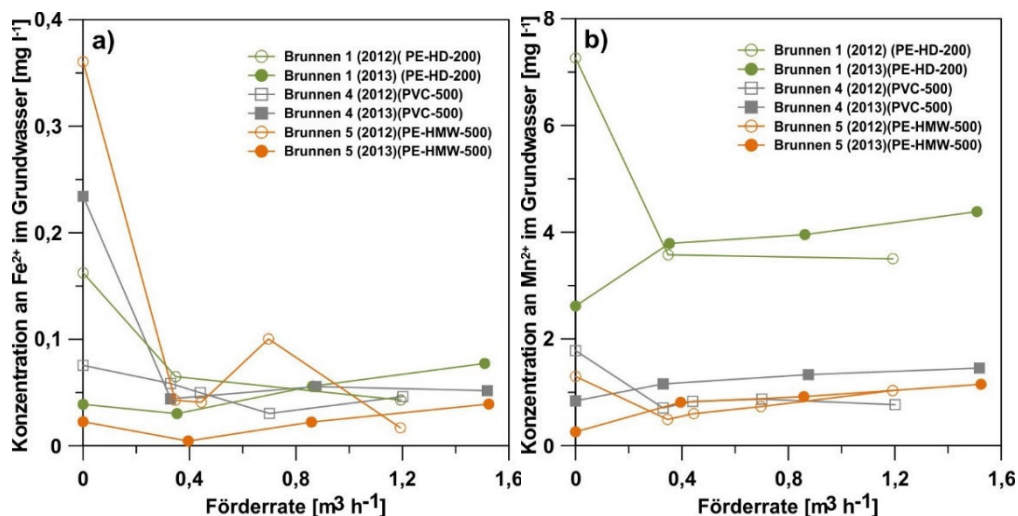


Abbildung 62: Eisen- und Mangankonzentration in Abhängigkeit der Förderrate während der Leistungspumpversuche 2012 und 2013 im Testfeld Aschaffenburg

Die Eisen(II)konzentrationen im Grundwasser während der Pumpversuche in den Jahren 2012 und 2013 ergeben ein einheitliches Bild (Abbildung 62a): Vor Beginn der Pumpversuche ist Eisen im Grundwasser mit bis zu $0,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ angereichert. Mit steigender Förderrate sinkt die Konzentration an Fe^{2+} auf einen Wertebereich von $0,0$ bis $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Die Befunde zur Mangankonzentration im Grundwasser in Abhängigkeit der Förderrate weichen für die Jahre 2012 und 2013 voneinander ab (Abbildung 62b): In 2012 ist vor Beginn der Pumpversuche die Mangankonzentration in allen drei Brunnen extrem erhöht. Mit zunehmender Förderrate sinkt der Mangangehalt im Wasser. In 2013 ist die Konzentration an Mn^{2+} verglichen zu 2012 vor Beginn der Pumpphase herabgesetzt. Die Steigerung der Förderrate resultiert in einer Zunahme an Mangan: Beispielsweise nähert sich in Brunnen I der Mangangehalt, genau wie im Jahr 2012, mit zunehmender Förderrate auf einen Wert von $4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ an. In Brunnen I ist am meisten Mangan mit bis zu $7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ angereichert, gefolgt von Brunnen IV und Brunnen V.

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Mineralisierung an Eisen im Förderbetrieb geringer als im Grundwasserfließzustand ist. Diese Annahme wird durch die Befunde der elektrischen Leitfähigkeit bestätigt. Die ermittelten Sauerstoffkonzentrationen sind aufgrund hoher Messfehler in der Messtechnik nicht vertrauenswürdig. Das Redoxpotential deutet auf leicht oxische Verhältnisse im Grundwasser hin. Die extrem hohen Mangangehalte im Wasser führen zu einer Übersättigung im Grundwasser und folglich kommt es zur Fällung von Manganoxiden und -hydroxiden. Diese Vermutung wird durch die Trübungsmessungen des Wassers mit bis zu 150 NTU vor Beginn der Pumpversuche gestützt (Abbildung 60). So deuten die Befunde auf eine vermehrte Fällung von Eisenoxiden und -hydroxiden im Grundwasserfließzustand hin.

Die Ursache für die extrem erhöhten Mangankonzentrationen im Grundwasser wurde nicht untersucht. Da sich das Testfeld auf einem Industriegelände mit einer ehemaligen Kiesgrube befindet, ist allerdings davon auszugehen, dass die Mangangehalte anthropogenen Ursprungs sind. Diese extremen hydrochemischen Bedingungen waren von Vorteil für Untersuchung des Alterationsverhaltens der Brunnenfilter.

5.4.5. Spezifische Ergiebigkeit und Filterdurchlässigkeit

Die Befunde der Leistungspumpversuche der drei untersuchten Brunnen führen zu der Schlussfolgerung, dass Brunnen IV (PVC-500) die höchste initiale Ergiebigkeit aufweist (Abbildung 63a). Die Brunnen I und V mit porösen PE-HD-200 und PE-HMW-500 sind durch eine initiale Ergiebigkeit von $3,2$ bzw. $3,7 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{m}^{-1}$ charakterisiert. In allen drei Brunnen wurde ein Leistungsrückgang in den Jahren 2012 und 2013 bestimmt. Im Vergleich der relativen Leistungsabnahme der einzelnen Brunnenfiltertypen miteinander ergibt sich folgendes Bild (Abbildung 63b): Die relative Abnahme der Ergiebigkeit für PE-HD-200 beträgt nach einem Jahr vier Prozent; die Leistung der anderen beiden Brunnen nimmt um 20% ab. Nach einem weiteren halben Jahr fördern alle drei Brunnen nur noch 75% der initialen Wassermenge. Die Abnahme der spezifischen Brunnenergiebigkeit liegt im Gelände bei über 20% .

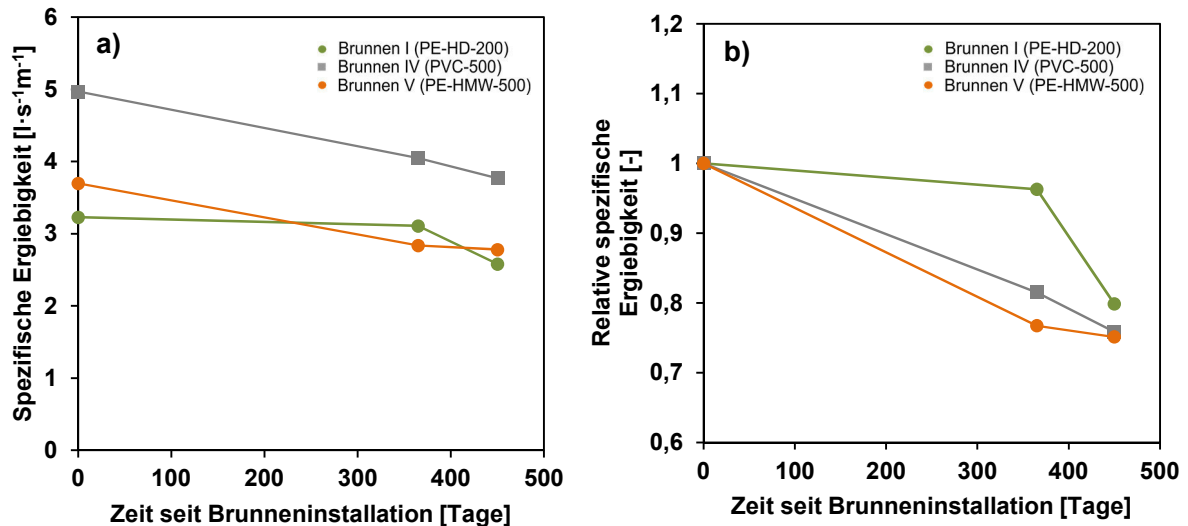


Abbildung 63: Zeitlicher Verlauf a) der spezifischen Ergiebigkeit b) der relativen spezifischen Ergiebigkeit seit Brunneninbetriebnahme im Testfeld Aschaffenburg

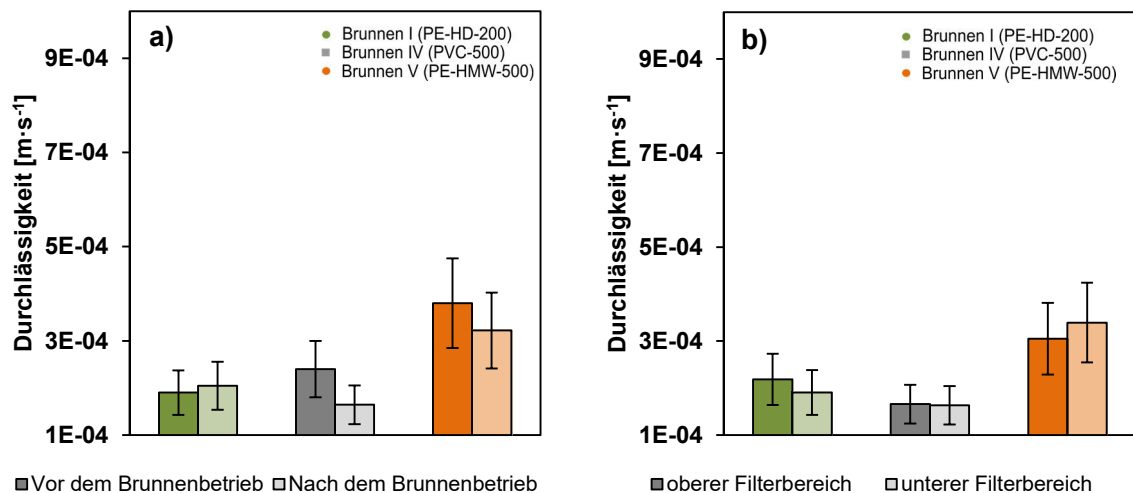


Abbildung 64: Durchlässigkeitsbeiwert a) vor und nach dem Brunnenbetrieb b) im oberen und unteren Filterbereich nach Brunnenbetrieb der Brunnen I, IV und V im Testfeld Aschaffenburg

Im Sommer 2013 wurde das Testfeld rückgebaut. Fotos der alterierten Brunnenfilterelemente können Anhang 1 entnommen werden. Nach Deinstallation des Testfeldes wurden Teilabschnitte der Brunnenfilter bei 20 °C auf ihre Durchlässigkeit untersucht. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen (Durchlässigkeit nach dem Brunnenbetrieb) sind in Abbildung 64a) mit der durchschnittlichen Filterdurchlässigkeit (Durchlässigkeit vor dem Brunnenbetrieb) der jeweiligen Filtertypen PE-HD-200, PVC-300 und PE-HMW-500 verglichen. Es kann eine geringe Abnahme des Durchlässigkeitsbeiwertes bei PE-HMW-500 und PVC-500 festgestellt werden. Generell entspricht aber die Durchlässigkeit aller drei Filtertypen vor dem Brunnenbetrieb derselben Größenordnung wie nach dem Einsatz im Testfeld Aschaffenburg. Die hydraulischen Laboruntersuchungen der wiederausgebauten Filterelemente belegen außerdem, dass die Durchlässigkeit der untersuchten Filterabschnitte aus dem oberen oder unteren Brunnenfilterbereich gleichwertig sind (Abbildung 64b). Folglich treten die Alterationserscheinungen nicht punktuell, sondern homogen verteilt in der gesamten Filterstrecke auf.

5.4.6. Zeitliche Veränderung der hydrochemischen Parameter

Die Alterungserscheinungen in den Brunnen können anhand der hydrochemischen und thermophysikalischen Eigenschaften des Grundwassers im Grundwasserfließzustand im Testfeld erläutert werden. In der Abbildung 65 sind die in situ- Eigenschaften des Wassers jeweils vor Beginn der Leistungspumpversuche im Verlauf der Zeit dargestellt. Die große Variation der ermittelten Grundwassertemperaturen zu Beginn der Pumpversuche in den drei Brunnen ist unwahrscheinlich (Abbildung 65a). Viel eher ist vor einer einheitlichen Wassertemperatur von etwa 12 °C, wie sie im Brunnenbetrieb der Pumpversuche in 2011 ermittelt wurde (Abbildung 59a), auszugehen. Die Abnahme der Wassertemperatur mit zunehmender Zeit seit Brunneninbetriebnahme kann auf die Außentemperatur während der Messung zurückgeführt werden. So fand die Messung nach 365 Tagen bei 5 °C Lufttemperatur und nach 450 Tagen bei 0 °C Außentemperatur statt. Folglich ist das untersuchte Wasser oberhalb der neutralen Zone und ist jahreszeitlichen Schwankungen ausgesetzt.

Da also die Temperatur sinkt, kommt es im Lauf der Zeit auch zur Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit des Wassers (Abbildung 65b). Dieses Verhalten entspricht dem natürlichen Verhältnis von Temperatur und Leitfähigkeit von Wasser. Zusätzlich verringert sich die Mineralisierung des Grundwassers im Brunnenstillstand um etwa 50 % im Laufe der Zeit. Diese Abnahme ist auch anhand der dargestellten elektrischen Leitfähigkeit in 2011 (Abbildung 59) sowie 2012 und 2013 (Abbildung 60) erkennbar. Die drastische Abnahme der Mineralisierung des Wassers in Brunnen IV innerhalb der ersten 365 Tage von 480 auf 260 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ deutet auf eine Starke Ausfällung hin, die sich auch in der Abnahme der spezifischen Ergiebigkeit (Abbildung 63b) widerspiegelt.

Die Zunahme des Redoxpotentials in allen drei Brunnen kann wiederum mit der tendenziellen Abnahme des Grundwassertemperatur mit der Zeit begründet werden (Abbildung 65e). So steigt das Redoxpotential mit Abnahme der Temperatur. Diese Zunahme der oxidischen Bedingungen hängt von der Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser ab. So löst kaltes Wasser mehr O_2 als warmes Wasser. Folglich sind die erhobenen Daten zum Sauerstoffgehalt fragwürdig (Abbildung 65f). Vor allem die Werte aus dem Jahr 2011 mit Konzentrationen von 5,5 bis 14,0 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ sind nicht plausibel. Es kann angenommen werden, dass der Sauerstoffgehalt im Wasser zwischen 2 und 4 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ variiert und tendenziell mit zunehmender Zeit seit Brunneninbetriebnahme analog zum Redoxpotential zunimmt.

Der durchschnittliche pH-Wert des Wassers sinkt in allen drei Brunnen leicht von 7,1 auf 6,8 (Abbildung 65c). Dieses Verhalten kann ebenfalls mit der proportionalen Temperaturabhängigkeit dieses Kennwertes begründet werden.

Die zeitliche Entwicklung der Trübung des Grundwassers bei Stillstand der Brunnen verhält sich in allen drei Brunnen unterschiedlich (Abbildung 65d). So entspricht die anfängliche Trübung Werten zwischen 20 und 60 NTU. Diese Beeinträchtigung des Wassers durch Feinstpartikel ist mit der Brunnenerrichtung und unzureichender Brunnenentwicklung zu begründen. Nach einem Stillstand von einem Jahr sammeln sich Fällungsprodukte aus Eisen und Mangan im Brunneninnenraum, die maximale Trübung von bis zu 150 NTU hervorrufen. So kommt es zur größten Fällung in Brunnen I, gefolgt von Brunnen IV und V. Nach einem weiteren Brunnenstillstand von vier Monaten tritt nach 450 Tagen seit Brunneninstallation

erneute Trübung in Form von Verockerungsprodukten auf. Die hier analysierte Trübung ist verglichen zu 2012 aber um die Hälfte verringert.

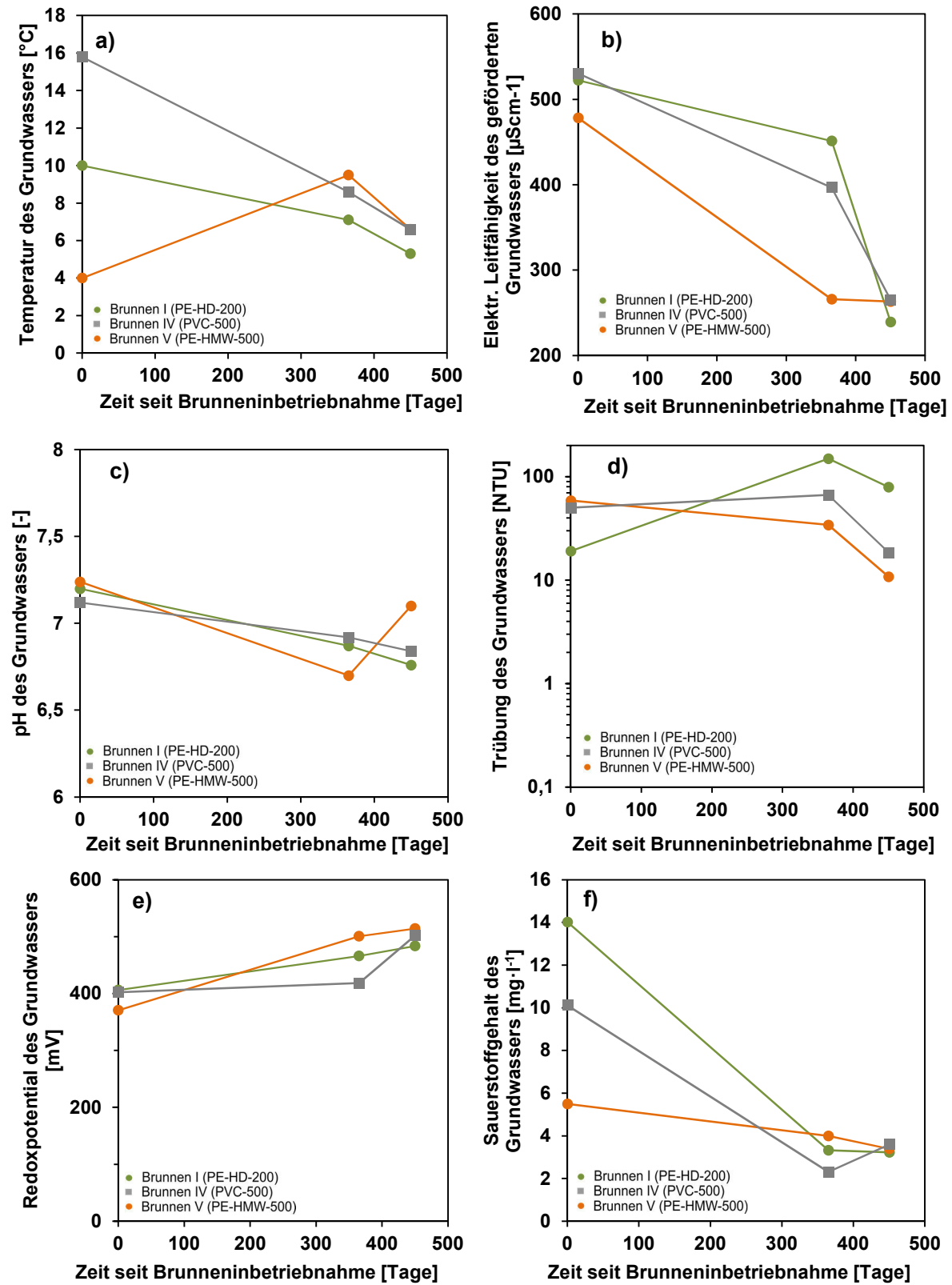


Abbildung 65: Zeitlicher Verlauf der hydrochemischen und thermophysikalischen in situ - Parameter im Grundwasser im Testfeld Aschaffenburg

Bei der Analyse der An- bzw. Kationen ist vor allem die Konzentration an zweiwertigem Mangan auffällig (Abbildung 66b). Die Konzentrationen in den Grundwässern liegen weit über dem Richtwert (BMJV, 2001). In Brunnen I steigt der Gehalt an zweiwertigem Mangan- und Eisen im Jahr 2012 sogar auf über 7 mg l^{-1} an. Diese Daten bestätigen die Untersuchungen zur elektrischen Leitfähigkeit und Trübung des Brunnenwassers (Abbildung 65b), d). Die Abnahme der Konzentration an gelöstem Eisen und Mangan im darauffolgenden Zeitabschnitt lässt auf eine extreme Ausfällung an dreiwertigen Kationen in Brunnen I schließen. Diese Annahme kann durch die verzögerte Reduktion der Ergiebigkeit in Brunnen I bestätigt werden. Auch in Brunnen V kommt es nach 365 Tagen zur Anreicherung von Eisen und Mangan, der sich im danach folgenden Zeitabschnitt verringert. Hier ist anhand der Ergebnisse aus den Leistungspumpversuchen von einer vorrangigen Verockerung während des ersten Jahres zu schließen. Der zeitliche Verlauf der Eisenkonzentration in Brunnen IV ist nicht plausibel. Die Mangankonzentration von 0,8 bis $1,7 \text{ mg l}^{-1}$ im Grundwasser führt zur Verockerung und folglich zur linearen Abnahme der spezifischen Ergiebigkeit in Brunnen IV.

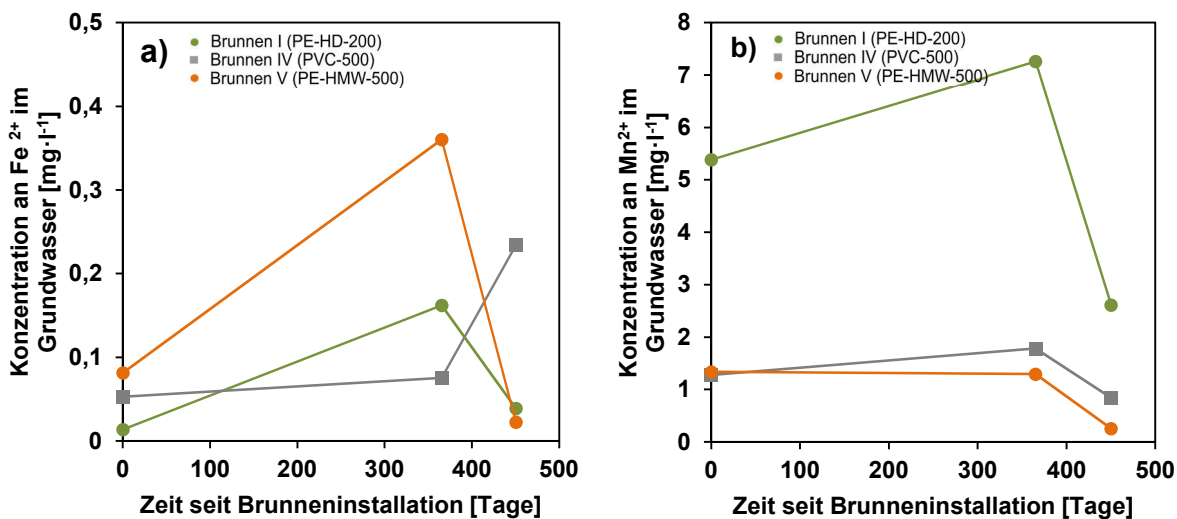


Abbildung 66: Zeitlicher Verlauf der in situ - Konzentrationen a) an Fe^{2+} im Grundwasser b) an Mn^{2+} im Grundwasser im Testfeld Aschaffenburg

5.4.7. Charakterisierung der Filterausfällungen

Die Inkrustationserscheinungen an PE-HD-200 aus Brunnen I sind mit dem ESEM untersucht worden. Die Analyse der Filtermatrix ergibt, dass sich auf der Polyethylenoberfläche homogen verteilt wenige Kristallen mit Korndurchmessern im Nanometerbereich befinden (Abbildung 67). Die Auswertung des EDX-Spektrums lässt schlussfolgern, dass es sich bei den Kristallen vor allem um eisenhaltige Inkrustationen handelt (Abbildung 68). Bei der Betrachtung der Brunnenfilterinnenwand ergibt sich ein anderes Bild (Abbildung 69): Die Partikel aus hochdichtem Polyethylen sind vollständig mit Kristallen (Korngröße im Nanometerbereich) beschichtet. Diese Alterationserscheinungen bestehen im Gegensatz zum Innern der Filtermatrix aus Mangan (Abbildung 70). Die chemische Zusammensetzung der Filterbeläge wurde auch anhand von RFA (Tabelle 27) und XRD (Abbildung 71) bestimmt. Mittels RFA konnte nachgewiesen werden, dass die Inkrustationen sich hauptsächlich aus Oxiden oder Hydroxiden von Mangan, Silizium, Kalzium und Aluminium zusammensetzen. Es können auch Spuren von oxidiertem Eisen und Kalium gefunden werden. Die Röntgendiffraktometrie gibt

Aufschluss über die kristalline Phase der Minerale: So entsprechen die analysierten Beugungswinkel denen von hexagonalem Birnessit (MnO_2) mit maximaler Intensität bei $2\theta = 16,7^\circ$. Darüber hinaus liegen CaO_2 , SiO_2 und Al_2O_3 vor. So bestätigt die qualitative Analyse mittels EDX die Annahmen, die aufgrund der hydrochemischen Eigenschaften des Grundwassers getroffen wurden. Die rasterelektronischen Aufzeichnungen zeigen auch, dass es nicht zur Verschließung der Porenräume, sondern maximal zur Beschichtung der Polyethylenoberfläche kommt.

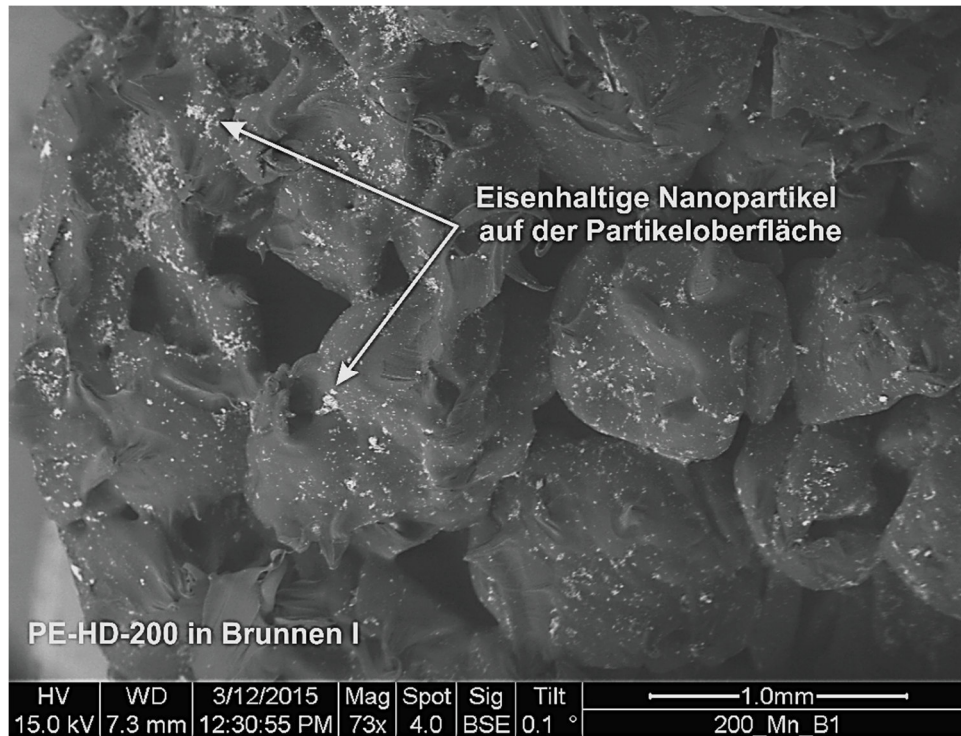


Abbildung 67: BSE-Aufnahme der Filtermatrix aus Brunnen I im Testfeld Aschaffenburg. Eisenhaltige Nanopartikel belegen die Partikeloberfläche des Filterelementes aus PE-HD-200.

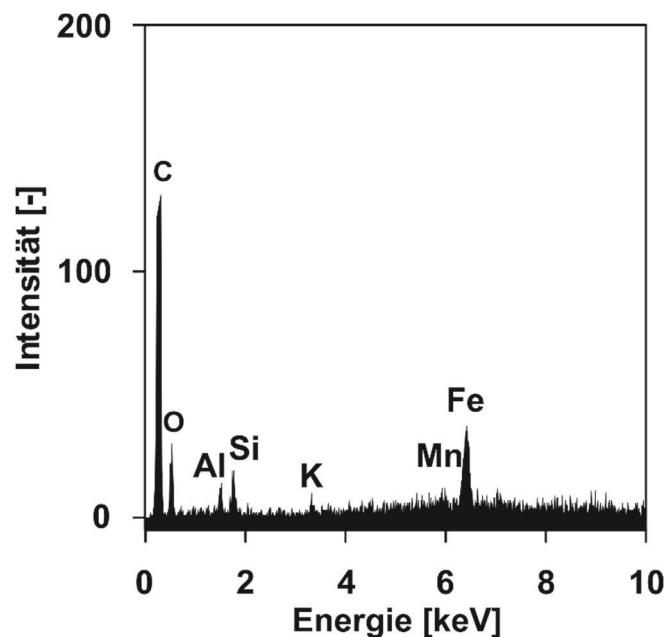


Abbildung 68: EDX-Spektrum der Beläge in der Filtermatrix des porösen PE-HD-200 aus Brunnen I im Testfeld Aschaffenburg

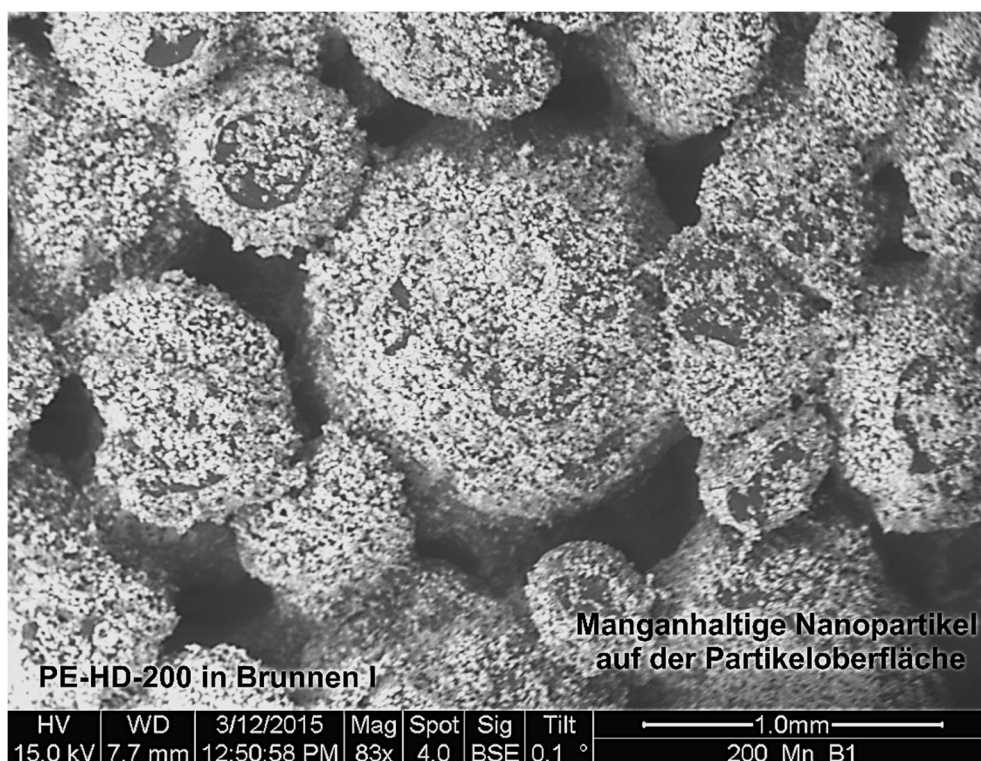


Abbildung 69: BSE-Aufnahme der Brunnenfilterinnenseite aus Brunnen I im Testfeld Aschaffenburg. Manganhaltige Nanopartikel belegen die Partikeloberfläche des Filterelements aus PE-HD-200.

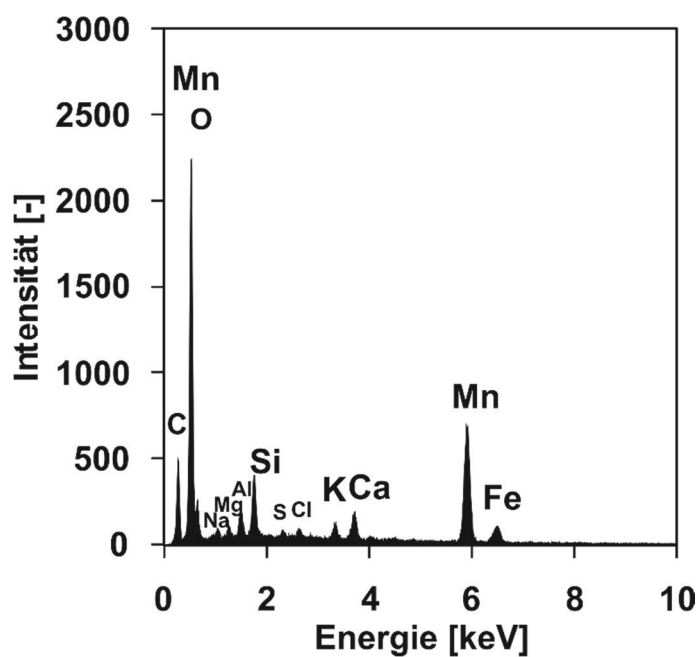


Abbildung 70: EDX-Spektrum der Beläge auf der Filterinnenseite des porösen PE-HD-200 aus Brunnen I im Testfeld Aschaffenburg

Tabelle 27: Ergebnisse der Röntgenfluoreszenzanalyse zur Bestimmung der elementaren Zusammensetzung der Inkrustation an Filtertyp F installiert im Brunnen IV im Testfeld Aschaffenburg nach Rückbau der Brunnen

Elementare Zusammensetzung	Gewichtsanteil [%]	Mittl. Messfehler [%]
Si	12,53	26
Ti	0,27	7,1
Al	4,2	5,0
Fe	2,8	1,3
Mn	67,94	0,3
Mg	0,93	11,6
Ca	6,35	1,4
K	2,1	2,3
P	0,65	10,5
Cl	0,39	7,7
Co	0,07	11,2
Ni	0,18	5,7
Cu	0,3	3,9
Zn	0,21	4,3
Sr	0,03	7,2
Ba	1,01	5,0

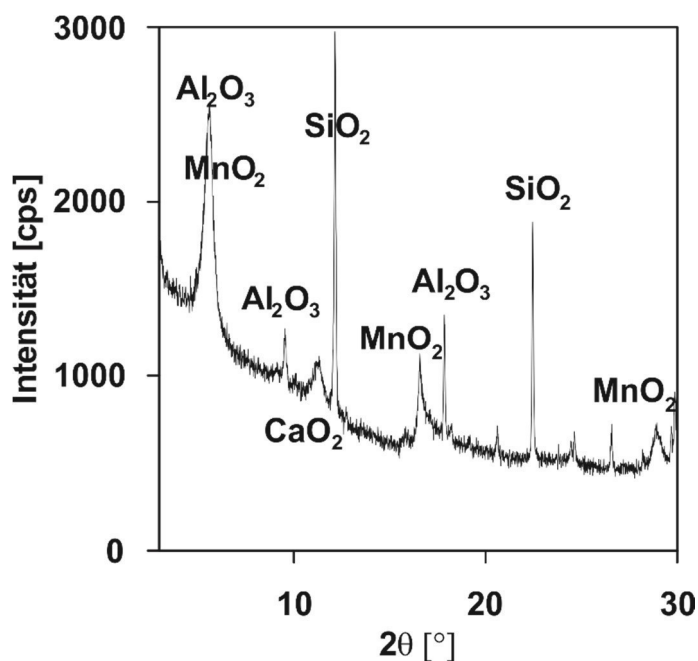


Abbildung 71: Diffraktogramm zur Bestimmung der Mineralphasen in der Inkrustation an PVC-500 installiert im Brunnen IV im Testfeld Aschaffenburg. Der monotone Intensitätsabfall des Untergrunds resultiert aus der Streuung der Röntgenstrahlung am amorphen Probenanteil des PE-Materials.

5.4.8. Bewertung der Untersuchungen im Testfeld Aschaffenburg

Die drei Brunnen im Testfeld Aschaffenburg mit den Filtertypen PE-HD-200, PE-HMW-500 und PVC-500 sind in einem teilgespannten Aquifer aus Mittelsand errichtet. Aus hydraulischer Perspektive eignet sich der Filter PVC-500 mit einer spezifischen Ergiebigkeit von $5,0 \text{ l (s}\cdot\text{m)}^{-1}$ am besten für die Förderung von Grundwasser. Die Brunnen mit PE-Filtern charakterisieren sich durch Ergiebigkeiten von $3,2 \text{ l (s}\cdot\text{m)}^{-1}$ (PE-HD-200) bzw. $3,7 \text{ l (s}\cdot\text{m)}^{-1}$ (PE-HMW-500). Diese variierende Förderleistung bezogen auf die Grundwasserabsenkung resultiert aus den verschiedenen Brunneneintrittsverlusten: In Brunnen I mit PE-HD-200 führen Eintrittsverluste zu einer Abnahme der durchschnittlichen Durchlässigkeit um $0,8\cdot 10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Die Reduzierung des brunnencharakteristischen k_f -Wertes in Brunnen V mit PE-HMW-500 beträgt $0,5\cdot 10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. In Brunnen IV mit PVC-500 ist die Durchlässigkeitsdifferenz von aquiferspezifischer Absenkung und Absenkung aufgrund von Brunneneintrittsverlusten mit $0,1\cdot 10^{-4} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ marginal. Deshalb weist dieser Brunnen die höchste Ergiebigkeit auf.

Die Leistungspumpversuche in 2012 und 2013 belegen, dass die Datierung der Trübung in Abhängigkeit der Brunnenförderrate dazu dient, den geotechnisch optimalen Betriebspunkt eines Brunnens zu bestimmen. Die Befunde deuten auch darauf hin, dass mit steigender Förderrate Sauerstoffgehalt und Temperatur des Wassers aufgrund des Pumpbetriebs zunehmen. Dahingegen sind pH-Wert und Redoxpotential unabhängig von der Förderleistung im Brunnen. Die elektrische Leitfähigkeit und die Konzentration an Kat- bzw. Anionen nähern sich mit zunehmendem Förderbetrieb stationären Werten an.

Die Beobachtungen von Eisen- und Mangankonzentration, elektrischer Leitfähigkeit und Trübung im Wasser können als Indiz für Verockerungserscheinungen im Brunnennahbereich dienen. Im hier untersuchten Testfeld Aschaffenburg führt der extrem hohe Mangangehalt zur Übersättigung im Grundwasser. So kommt es im Grundwasserfließzustand zur vermehrten Fällung von Manganoxiden aus Birnessite. BSE-Aufnahmen bestätigen, dass sich die manganhaltigen Minerale an der Brunnenfilterinnenwand auf der Polymeroberfläche ansammeln. In der Filtermatrix haften vor allem eisenhaltige Nanopartikel an der Filteroberfläche. Die Verockerung führt also nicht zur direkten Verstopfung der Porenräume, sondern zur Beschichtung der Kunststoffoberfläche der Filtertypen PE-HD-200, PE-HMW-500 und PVC-500. Wie die Daten verdeutlichen, eignen sich die kombinierten Untersuchungen mittels ESEM, XRD und RFA hervorragend zur quantitativen und qualitativen Charakterisierung von Alterationserscheinungen an Kunststoffbrunnenfiltern.

Aus den Ergebnissen im Testfeld Aschaffenburg lässt sich ableiten, dass die Filtertypen PE-HD-200, PE-HMW-500 und PVC-500 in gleichem Maß für Verockerung anfällig sind. In allen drei Brunnen kommt es trotz unterschiedlicher Eisen – und Mangankonzentrationen im Grundwasser zur Abnahme der spezifischen Ergiebigkeit nach Brunneninbetriebnahme. Es zeigt sich, dass die Filterdurchlässigkeit aufgrund der Inkrustationen nicht verringert wird.

Wie von Henkel et al. (2012) beobachtet, ist davon auszugehen, dass nicht nur der Brunnenfilter, sondern auch der Brunnennahbereich von Verockerungserscheinungen beeinträchtigt ist. Diese Veränderungen in den Brunnenfiltern und im Brunnennahbereich aufgrund von Inkrustation führen schließlich zur Erhöhung des Fließwiderstands im Gesamtsystem, so dass die messbaren hydraulischen Eigenschaften im Brunnen herabgesetzt werden.

von 6,5 bis 8,5 hauptsächlich untersättigt an CaCO_3 . Daher kommt es nur bei 25 bzw. 40°C warmen Wasser sowie einem pH von 8,5 zur geringfügigen Fällung von Calcit. Die Temperatur hat Einfluss auf die Löslichkeit von Kohlenstoffdioxid im System. Wie die Modelldaten zeigen, nimmt der Gehalt an gelöstem CO_2 mit steigender Temperatur ab. Dies basiert auf der temperaturabhängigen Henry-Konstante (Wisotzky, 2011). Außerdem verschiebt sich das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht in Abhängigkeit der Temperatur. Daher ist bei gleicher CO_2 und HCO_3^- -Konzentration und gleichem pH-Wert der Sättigungsindex bei 10 °C geringer als bei 40 °C. Dies gilt für beide Wassertypen.

5.5.2. Abschätzung des Fällungsverhaltens der eingesetzten Versuchswässer

Zur Abschätzung des Fällungsverhaltens während der Versinterungsversuche sind die hydrochemischen Bedingungen zu Beginn der Experimente in Abbildung 73 dargestellt. Die hochmineralisierten Wasser (Typ 1) sind alle übersättigt an Kalzit. Daher kann von einer Fällung während der Experimente ausgegangen werden. Die Versuchsbedingungen der schwach mineralisierten Wasser (Typ 2) sind im Diagramm alle oberhalb der Gleichgewichtsfunktionen zu finden. Folglich sind diese Wässer an Kalzit untersättigt. Es sind keine Versinterungserscheinungen in den durchströmten Filterelementen im Rahmen der Versuche mit Wassertyp 2 zu erwarten.

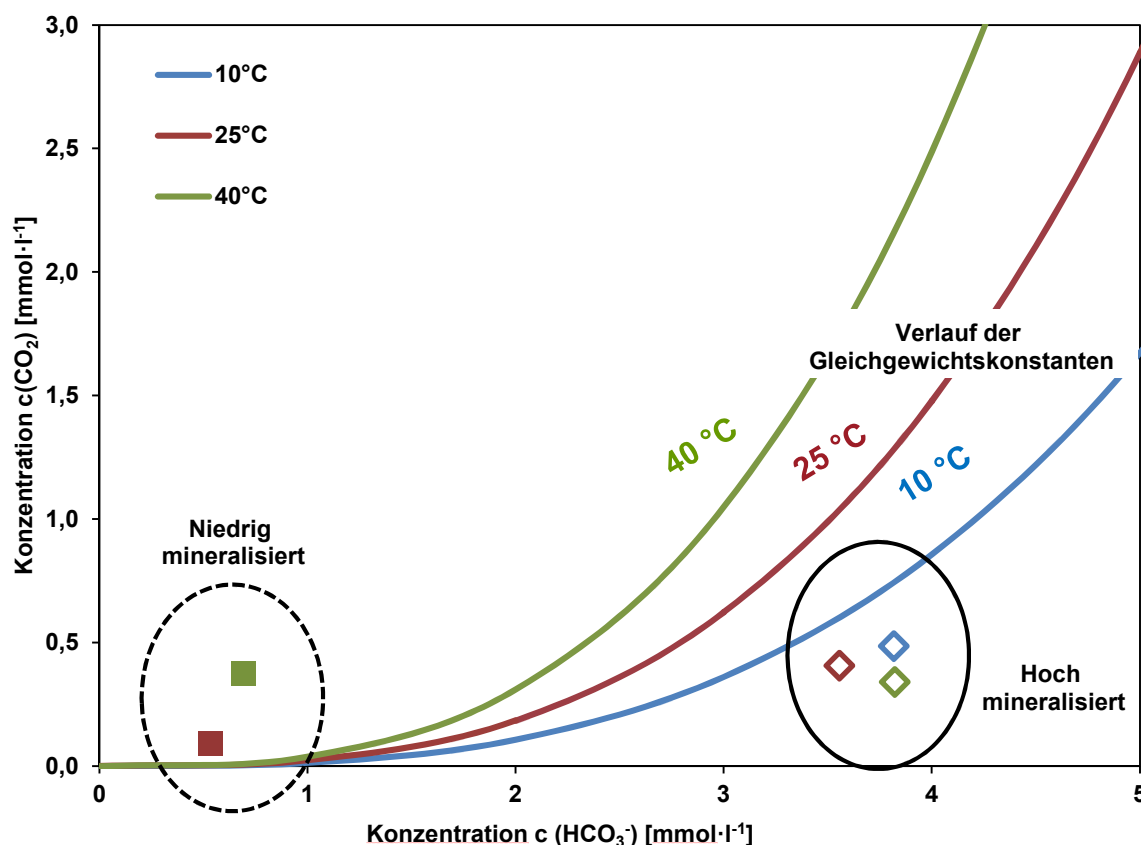


Abbildung 73: Versuchsbedingungen zu Beginn der Versintersexperimente: Freies gelöstes Kohlenstoffdioxid in Abhängigkeit des Hydrogenkarbonatgehaltes der eingesetzten Wässer. Die durchgezogenen Funktionen gleichen dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bei entsprechender Temperatur.

Die Modellierung des Redoxpotentials in Kombination mit dem gemessenen pH-Wert zum Ende der Experimente bestätigen die Aussagen, die aufgrund der Versuchsbedingungen zu Beginn der Experimente (Abbildung 73) getroffen wurden. In Abbildung 74 sind die Daten, charakteristisch für Bedingungen nach 72 Stunden in Eh-pH-Diagrammen visualisiert.

Da alle Experimente im Gleichgewicht mit der Atmosphäre stattfanden, sind die eingesetzten Wässer aerob. Während der Experimente bei 10 °C Wassertemperatur mit den Wassertypen 1 und 2 kommt es nicht zur Fällung von CaCO_3 (Abbildung 74a). In den Wässern ist das Kation CaHCO_3^+ gelöst. Bei 25 °C Wassertemperatur fällt Kalziumkarbonat bei den Experimenten mit Wassertyp 1 aus. Bei dem schwach mineralisierten Wassertyp 2 befindet sich bei 25 °C Wassertemperatur das Kation CaHCO_3^+ in Lösung. In den auf 40 °C temperierten Wässern 1 sowie 2 kommt es durch ein übersättigtes Regime an Kalziumkarbonat zur Fällung von CaCO_3 .

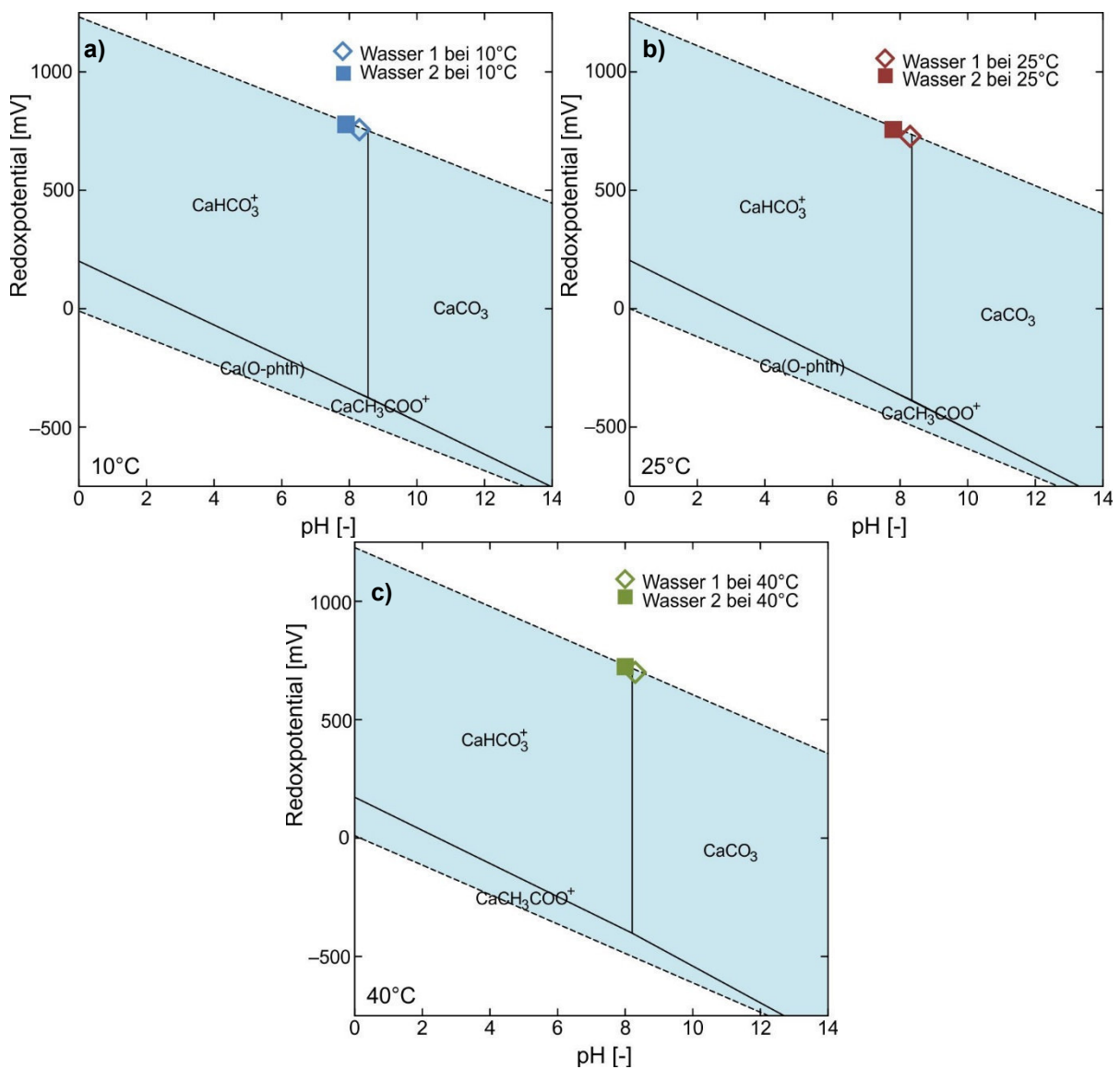


Abbildung 74: Eh-pH-Diagramm der Wässer 1 und 2 während der Versinterungsexperimente für Kalzium, Hydrogenkarbonat und Wasser bei a) 10 °C b) 25 °C und c) 40 °C. Die Datenpunkte entsprechen dem modellierten Redoxpotential und dem gemessenen pH-Wert nach 72 Stunden.

5.5.3. Filterdurchlässigkeit

Zur Beurteilung der quantitativen Auswirkung der Versinterungserscheinungen auf das hydraulische Verhalten der Filterelemente wurde der Durchlässigkeitsbeiwert der Filterelemente im laufenden Versuch ermittelt. In Abbildung 75 ist die zeitliche Entwicklung der relativen Filterdurchlässigkeit abgebildet.

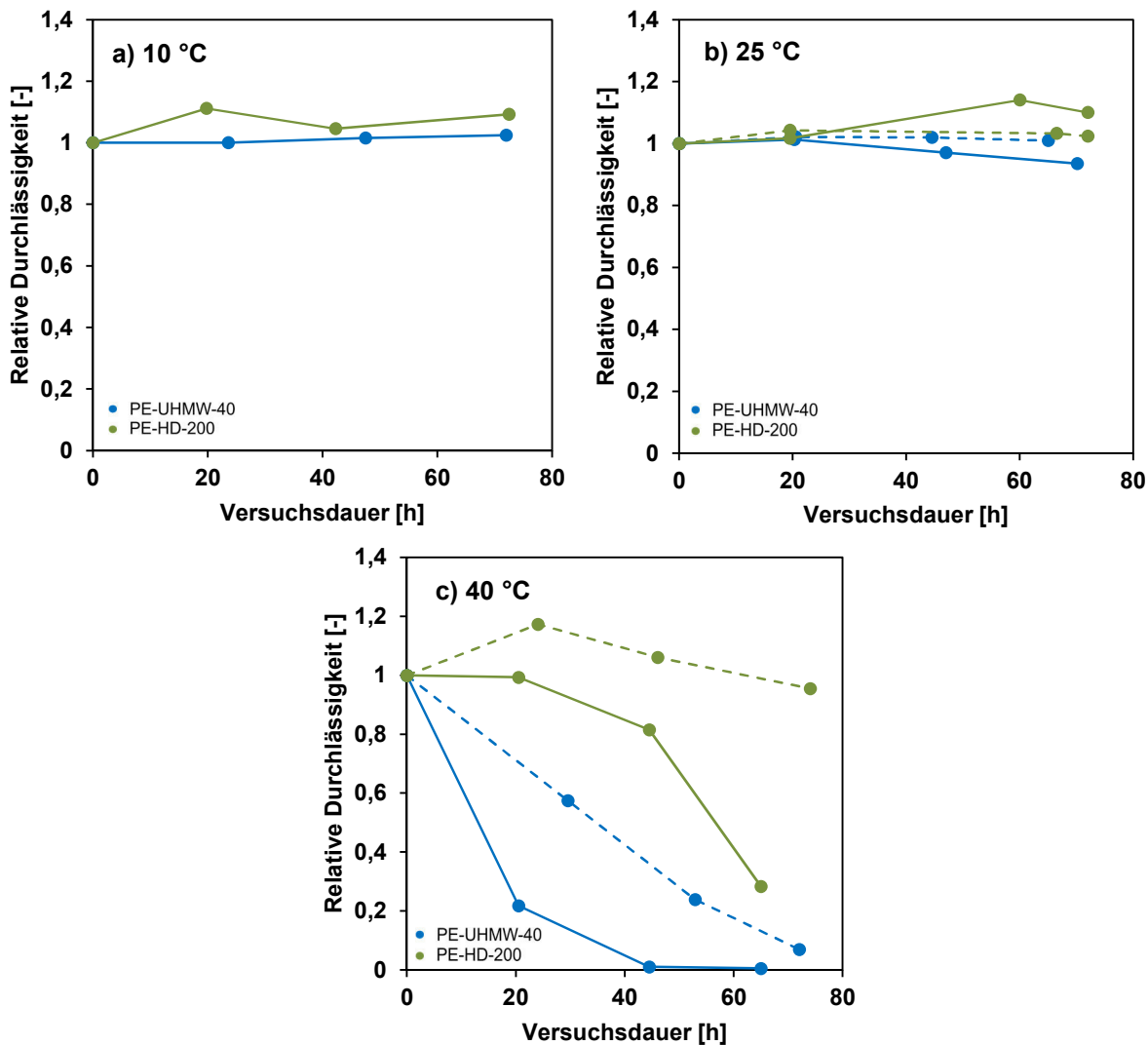


Abbildung 75: Zeitliche Entwicklung der relativen Durchlässigkeit der Filtertypen PE-UHMW-40 und PE-HD-200 während der Versinterungsversuche bei a) 10 °C b) 25 °C und c) 40 °C. Durchgezogene Linie: hoch mineralisiertes Wasser (Typ 1), gestrichelte Linie: schwach mineralisiertes Wasser (Typ 2).

Es lässt sich erkennen, dass die Durchlässigkeit der Filterelemente PE-UHMW-40 und PE-HD-200 während der ersten 72 Stunden bei 10 °C Wassertemperatur nicht abnimmt (Abbildung 75a). Die Versuche bei 25 °C mit schwach mineralisiertem Wasser weisen ebenfalls keine Abnahme der Durchlässigkeit mit der Zeit nach (Abbildung 75b). Dahingegen kann für PE-UHMW-40 bei diesem Versuch mit hoch mineralisiertem Wasser eine Reduktion der hydraulischen Eigenschaften nach 24 Stunden festgestellt werden. Bei der Durchströmung von PE-HD-200 mit 25 °C temperiertem hochmineralisiertem Wasser ist über die Dauer von 72 Stunden kein eindeutiger Einfluss auf die Filterdurchlässigkeit bestimmbar. Die markantesten hydraulischen Veränderungen ergeben die Versuche bei 40 °C Fluidtemperatur

(Abbildung 75c). Hier zeigt sich bei allen Filter- und Wassertypen eine Abnahme der Durchlässigkeit. Der feinporige Filter PE-UHMW-40 wird bei der Durchströmung mit Wassertyp 1 soweit alteriert, dass es nach 45 Stunden Experimentdauer zur Verstopfung der Porenräume kommt. Auch die Durchströmung mit niedrig mineralisierten Wassers von 40 °C versintert das Filterelement aus PE-UHMW-40 nach 72 Stunden. Es weist nur noch zehn Prozent der ursprünglichen Durchlässigkeit auf. Der Versuch von PE-HD-200 bei 40 °C mit Wasser 1 verursacht nach 72 Stunden eine Verringerung der Durchlässigkeit um 70 %. Das Experiment mit Wasser 2 reduziert die Durchlässigkeit von Filtertyp PE-HD-200 nach 72 Stunden um 5 %.

5.5.4. Elektrische Leitfähigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit ist proportional zur Menge an gelösten Ionen im Wasser. Daher eignet sie sich zur quantitativen Abschätzung der Fällung von Mineralen in wässriger Lösung. In Abbildung 76 ist Leitfähigkeit während der Versuche in Abhängigkeit der Zeit aufgetragen.

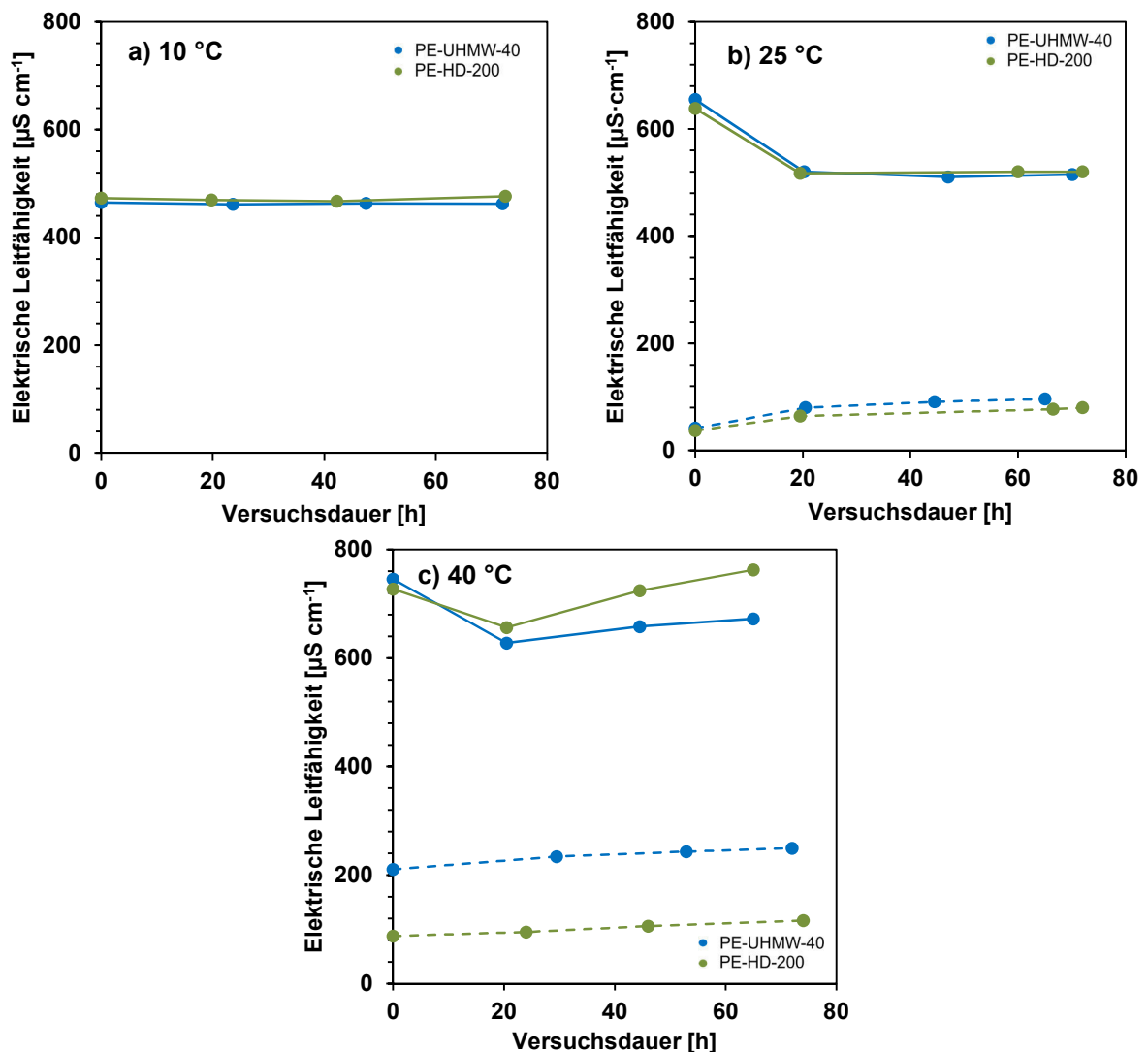


Abbildung 76: Zeitliche Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit während der Versinterungsversuche bei a) 10 °C b) 25 °C und c) 40 °C. Durchgezogene Linie: hoch mineralisiertes Wasser (Typ 1), gestrichelte Linie: schwach mineralisiertes Wasser (Typ 2).

Beim Vergleich der Leitfähigkeit zum Beginn der Experimente kann für Wassertyp 1 eine tendenzielle Zunahme der Kennwerte mit steigender Temperatur festgestellt werden. Dies

basiert auf dem proportionalen Verhalten der beiden Parameter. Die Daten des schwach mineralisierten Wassers 2 zeigen dieses antiproportionale Verhalten mit steigender Temperatur in geringem Maße. Sie charakterisieren sich bei den Versuchen mit 40 °C Fluidtemperatur generell durch eine höhere Leitfähigkeit von 90 bis 210 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Die Befunde zur elektrischen Leitfähigkeit können die hydraulischen Ergebnisse aus Kap. 5.5.3 nur teilweise bestätigen. Die Leitfähigkeit der Wässer bei 10 °C Wassertemperatur verändert sich nicht (Abbildung 76a). Dies spricht dafür, dass es nicht zur Fällung von Kalziumkarbonat kommt, die eine Reduktion der Leitfähigkeit hervorrufen würde. Die Experimente mit Wasser 1 bei 25 °C zeigen eine deutliche Reduktion der Leitfähigkeit um über 100 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ nach 20 Stunden (Abbildung 76b). Hier ist folglich von einer Fällung von CaCO_3 im Wasser auszugehen. Die elektrische Leitfähigkeit der Experimente bei 25 °C mit Wassertyp 2 nimmt dahingegen mit fortschreitender Versuchsdauer sogar geringfügig zu. Bei diesen Versuchen ist keine Fällung von Kalziumkarbonat zu erwarten. Die zeitliche Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit für die Experimente bei 40 °C Fluidtemperatur muss differenzierter betrachtet werden (Abbildung 76c). Die Versuche mit Wasser 1 zeigen eine anfängliche Abnahme der Leitfähigkeit; nach 20 Stunden Versuchszeit steigt die Mineralisierung im Wasser aber wieder an. Dies spricht für eine Karbonatfällung im System zu Beginn des Experimentes; nach 20 Stunden kommt es basierend auf der elektrischen Leitfähigkeit wieder zur Karbonatlösung im System. Die Versinterungsexperimente mit 40 °C warmen niedrigmineralisierten Wasser belegen eine geringfügige stetige Zunahme der Leitfähigkeit über 72 Stunden.

5.5.5. pH-Wert

Die Darstellung der hydrochemischen Eigenschaften der Versuchswässer in E_h -pH Diagramm in Kap. 5.5.2 und die Modellierung zur Fällung von Kalzit in Kap. 5.5.1 zeigen, dass der pH-Wert eines Fluids eine entscheidende Rolle bei der Fällung von Kalziumkarbonat spielt. Aus diesem Grund sind in Abbildung 77 die pH-Werte während der Versinterungsversuche dargestellt.

Das hochmineralisierte Wasser in den Versuchen bei 10 und 25 °C weist einen relativ konstanten pH-Wert von 8,3 bis 8,5 auf. In den auf 10 °C temperierten Versuchen kommt es trotz des relativ hohen pH-Wertes nicht zur Fällung an Kalziumkarbonat. Für Experimente mit 25 °C warmen Wasser des Typs 1 ist der hohe pH-Wert hydrochemische Bedingung für vermehrte Fällung von CaCO_3 . Der pH-Wert der Experimente mit schwach ionisiertem Wasser bei 25 °C ist wesentlich geringer: Zu Versuchsbeginn steigt der pH-Wert von 7,4 auf 7,8. Nach 67 Stunden Versuchszeit sinkt der pH-Wert wieder auf 7,5. Der gering basische pH-Wert bedingt, dass es nicht zur Fällung von Kalziumkarbonat kommt. In den Experimenten bei 40 °C Wassertemperatur steigt der pH-Wert von Wassertyp 1 mit fortschreitender Versuchszeit von 8,1 auf 8,5 an. Dies deutet daraufhin, dass die Fällung von CaCO_3 im Wasser während des Versuchs zunimmt. Auch für den 40 °C-Versuch mit schwach mineralisiertem Wasser und PE-UHMW-40 ist ein Anstieg des pH-Wertes während des Versuchs festzustellen. Bei der Durchströmung mit PE-HD-200 dahingegen ist der pH konstant bei 7,9. So kommt es zur Versinterung bei PE-UHMW-40; im Experiment mit PE-HD-200 bleiben Versinterungserscheinungen weitestgehend aus.

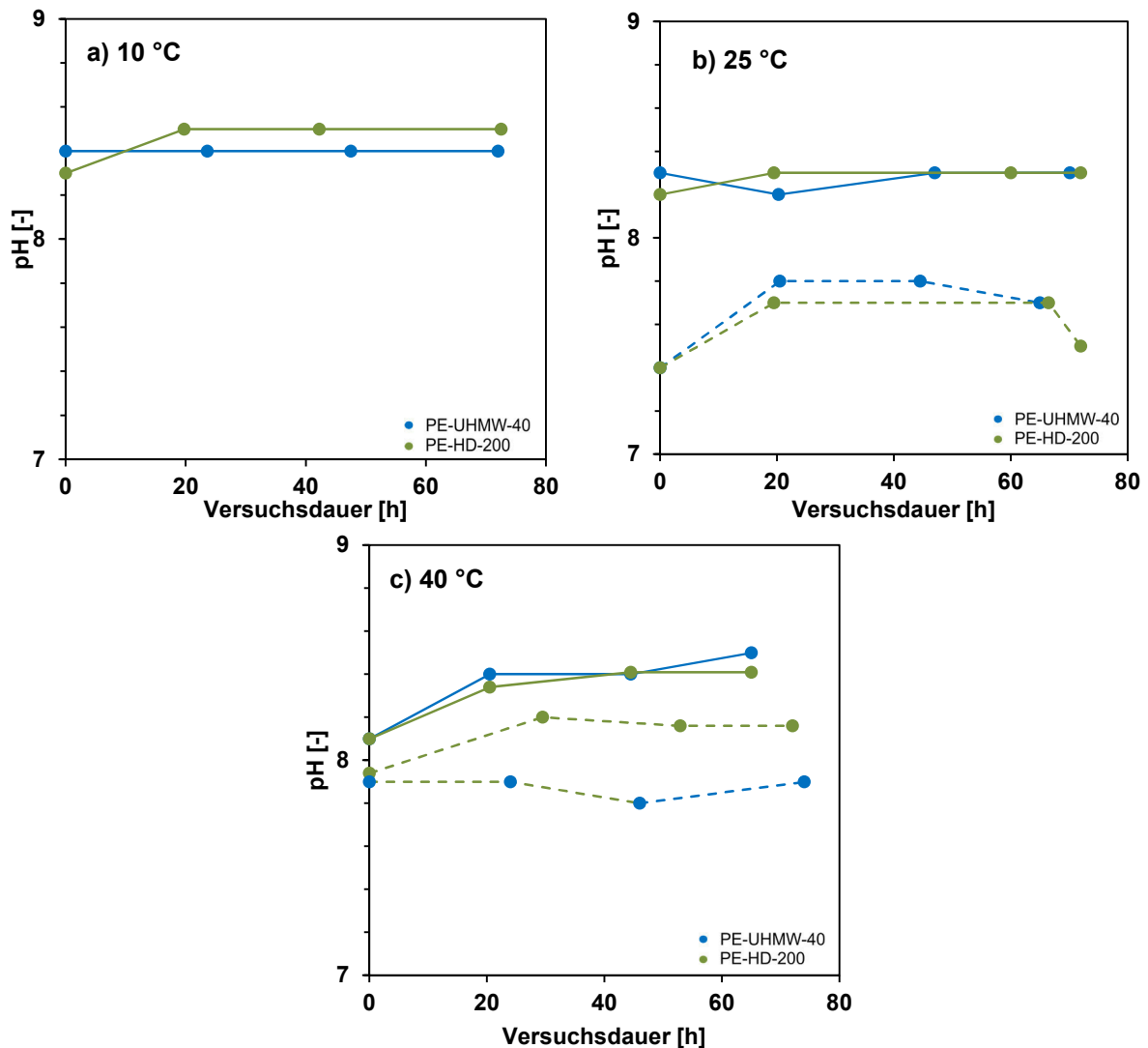


Abbildung 77: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes während der Versinterungsversuche bei **a) 10 °C** **b) 25 °C** und **c) 40 °C**. Durchgezogene Linie: hoch mineralisiertes Wasser (Typ 1), gestrichelte Linie: schwach mineralisiertes Wasser (Typ 2).

5.5.6. Gravimetrische Bestimmung des Filtrerrückstandes

Zur Quantifizierung der Versinterungserscheinungen ist die Masse der Filterelemente nach Trocknung bei 105 °C für 24 Stunden vor und nach dem Durchströmungsversuch bestimmt worden. Die Differenz der beiden Massen entspricht dem Filtrerrückstand. In Abbildung 78 sind diese Filtrerrückstände bezogen auf das Porenvolumen und die Filteroberfläche der untersuchten Filterelementes in Abhängigkeit der Wassertemperatur beim Durchströmen dargestellt.

Die gravimetrischen Untersuchungen der Filtrerrückstände weisen nach, dass die stärkste Versinterung bei den Durchströmungsexperimenten mit 40 °C Wassertemperatur auftritt. Sogar die niedrigmineralisierten Wässer führen zu einer Ausfällung in gehobenen Maß. Die Masse der Filtrerrückstände bezogen auf das Porenvolumen bei Fluid durchströmung von 10 °C und 25 °C ist relativ gering (Abbildung 78a). Ausnahme bildet der Filtrerrückstand PE-HD-200, durchströmt von Wassertyp 1. Die Filtrerrückstände der Experimente bei 40 °C deuten darauf

hin, dass die Kristallisation von Kalziumkarbonat in Filtertyp PE-UHMW-40 höher ist als in PE-HD-200. Dies kann für die Experimente bei 25 °C nicht bestätigt werden. Die Darstellung der Ablagerung von Kalziumkarbonat bezogen auf die Filteroberfläche (Abbildung 78b) verdeutlicht, dass bei Filtertyp PE-HD-200 eine stetige Zunahme der Inkrustationserscheinungen mit steigender Temperatur stattfindet. Für den Filter PE-UHMW-40 gilt: Bei Durchströmung mit schwach mineralisiertem Wasser ist es anfälliger für Versinterung im Vergleich zu PE-HD-200.

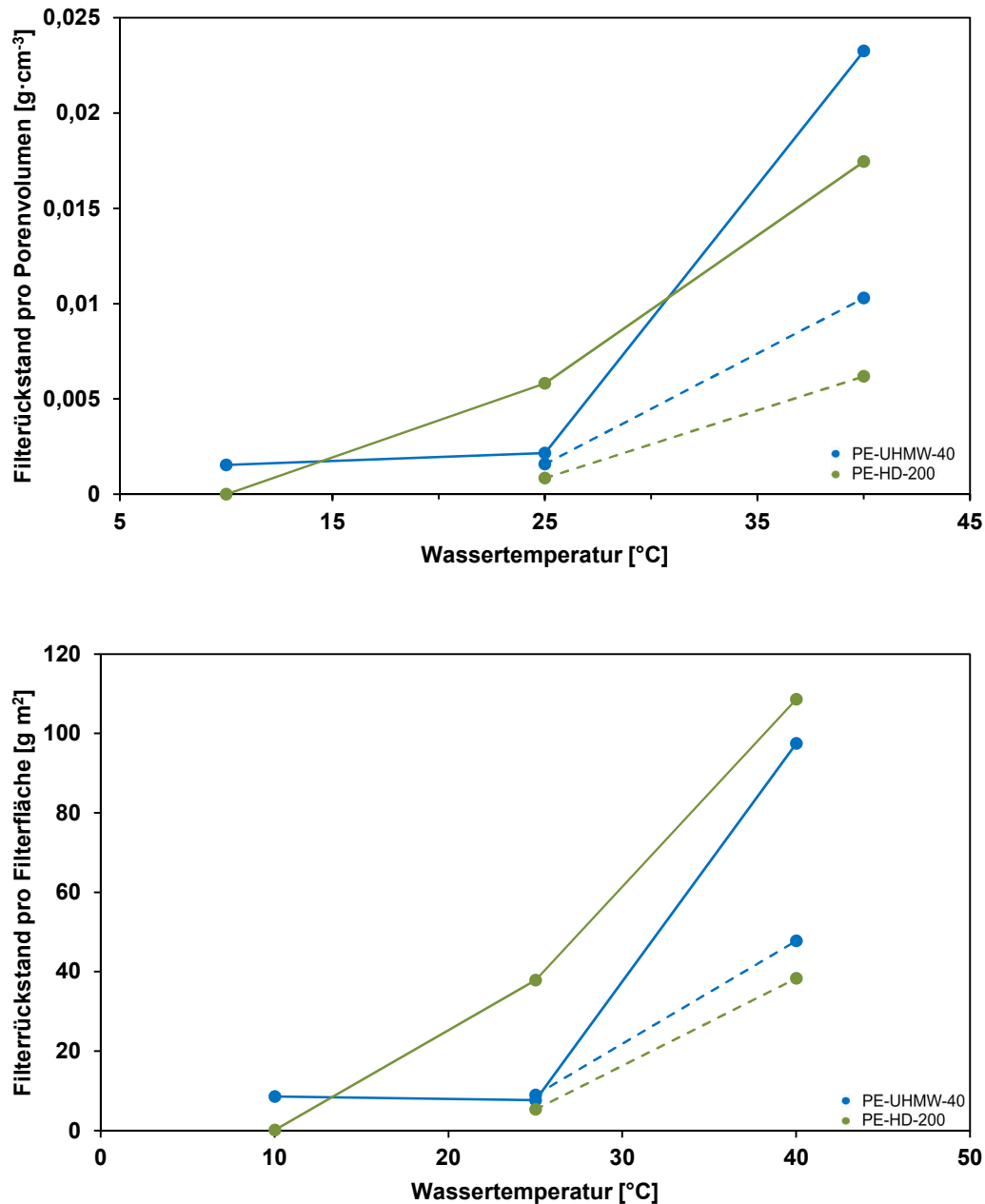


Abbildung 78: a) Filtrerrückstand bezogen auf das Filterporenvolumen in Abhängigkeit von der Wassertemperatur. b) Filtrerrückstand bezogen auf die Filteroberfläche in Abhängigkeit von der Wassertemperatur. Durchgezogene Linie: hoch mineralisiertes Wasser (Typ 1), gestrichelte Linie: schwach mineralisiertes Wasser (Typ 2).

5.5.7. Charakterisierung der Filteroberfläche

Für die Beurteilung des Versinterungsverhaltens der Brunnenfilterelemente ist es notwendig, die verschiedenen Mechanismen, die zur Adsorption von Eisenoxiden auf unpolare Polyethylenoberflächen führen, zu verstehen. Die BSE-Aufnahmen von Druckluft gereinigten, mit entionisiertem Wasser durchspülten Filterelementen belegen, dass sich kleinste weiße Partikel auf der Oberfläche von PE-HD-200 befinden (Abbildung 79a). Aus dem EDX-Spektrum geht hervor, dass sich diese Partikel aus Aluminium, Schwefel und Kalzium zusammensetzen (Abbildung 80a). Dahingegen konnte für PE-UHMW-40 nachgewiesen werden, dass die Oberflächen der porösen PE-UHMW-Filter frei von anorganischen Partikeln sind (Abbildung 79b) und nur die Elemente Kohlenstoff und Sauerstoff detektiert (Abbildung 80a). Der Kohlenstoff entstammt dem PE selbst. Der Sauerstoff deutet auf H₂O-Moleküle in Form eines Wasserfilms auf der Kunststoffoberfläche hin.

Der Fund metallhaltiger Nanopartikel auf der Polyethylenoberfläche von PE-HD-200 kann verschiedenen Ursachen geschuldet sein. Zum einen kann es sein, dass es sich beim gesinterten Polymer nicht um reines Polyethylen handelt. Um eine Erhöhung der Keimzahl zu erzielen und somit die mechanischen Eigenschaften des Werkstoffs einzustellen, werden beim Herstellungsprozess der Polymerschmelze gezielt Nukleierungsmittel wie Metalloxide, Metallsalze oder Silikate beigemischt (Baur et al., 2013). Ebenso könnte der Zusatz von metallorganischen Katalysatoren bei der Polymerisation des PEs den Befund metallhaltiger Nanopartikel erklären (Elias, 2001). Andererseits kann es zur Aufladung des Materials während des Transportes der Filterelemente kommen (Nemeth, 2003). Dieser triboelektrische Effekt begünstigt die Adhäsion metallhaltiger Partikel auf der Filteroberfläche. Die genaue Herkunft der metallhaltigen Nanopartikel kann in dieser Arbeit nicht ermittelt werden.

Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die Nanopartikel auf der Oberfläche von PE-HD-200 während der Versinterung als heterogene Kristallisationskeime für Adsorption von gefällten Karbonaten dienen. Für den Filtertyp PE-UHMW-40, dessen Oberfläche frei von Nanopartikeln ist, kann daher keine Adsorption von gefällten Karbonaten auf der Kunststoffoberfläche prognostiziert werden.

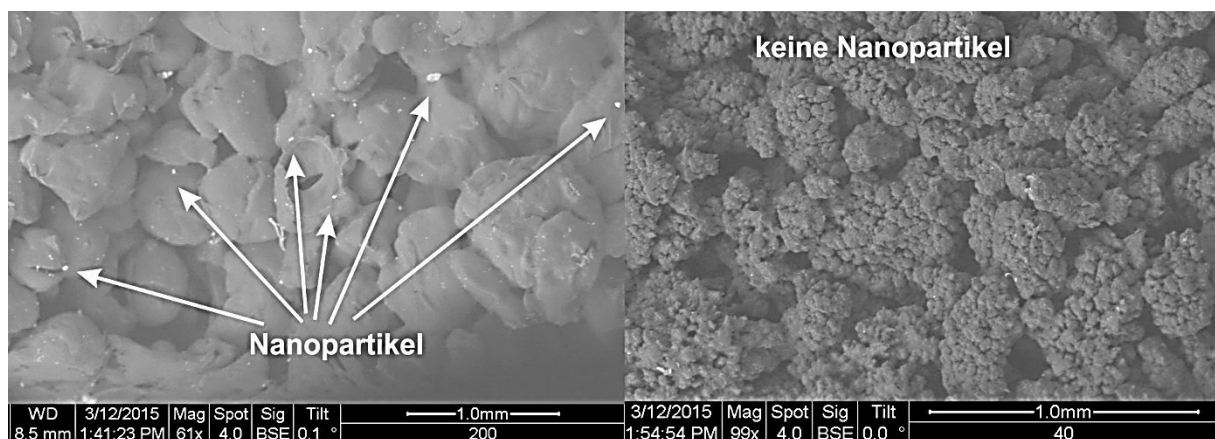


Abbildung 79: BSE-Aufnahme der Oberfläche des unbenutzten Filtertyps a) PE-HD-200 b) PE-UHMW-40

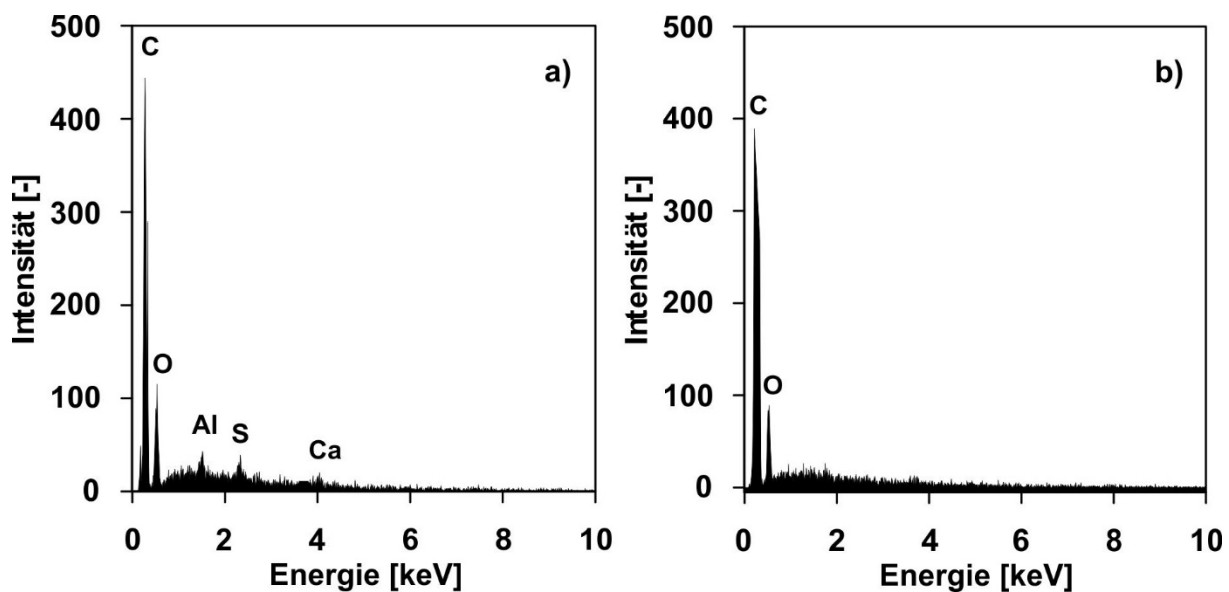


Abbildung 80: EDX-Spektren der Oberfläche des unbenutzten Filtertyps a) PE-HD-200 b) PE-UHMW-40

5.5.8. Charakterisierung der Filterausfällungen

Zur qualitativen Analyse der Inkrustation wurden die Filterelemente nach Versuchsabschluss mit ESEM-EDX untersucht. Die Analyse mit EDX gibt dabei Information über die elementare Zusammensetzung der betrachteten Strukturen. Die BSE-Aufnahme zeigt, dass sich bei PE-UHMW-40 Kristalle ausschließlich in den Porenräumen bilden (Abbildung 82). Diese Kristalle bestehen aus den Elementen Kalzium, Kohlenstoff und Sauerstoff (Abbildung 81). Folglich kann geschlossen werden dass die Kristalle sich aus den Phasen Kalzit oder Aragonit zusammensetzen.

Alle BSE-Aufnahmen mit Filterelementen aus den Versinterungsversuchen zeigen Kristalle, die sich aus Kalziumkarbonat zusammensetzten. Das Kristalle variieren je nach Versuch in ihrer Anzahl, Größe und Ablagerung. Zur Veranschaulichung der prinzipiellen Unterschiede sind die Abbildung 83 bis Abbildung 85 aufgeführt. Weitere BSE-Aufnahmen zu allen Experimenten sind Anhang 4 bis Anhang 10 zu entnehmen. Generell bestätigen die Befunde der BSE-Aufnahmen eine Zunahme der Filterversinterung mit steigender Temperatur und Mineralisierung des Fluids.

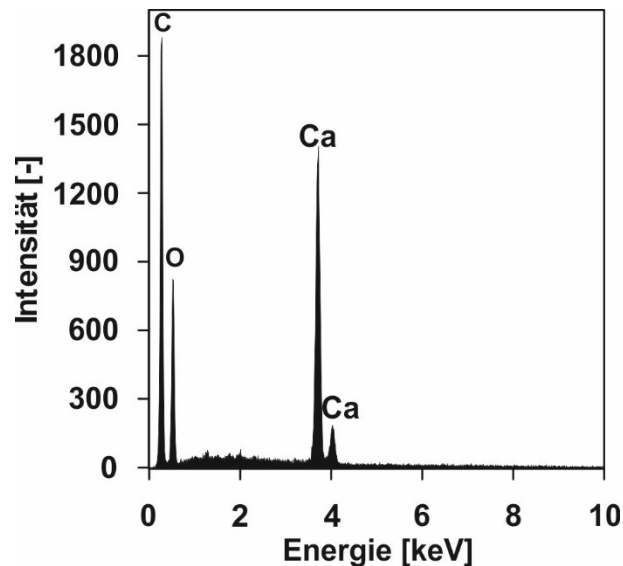


Abbildung 81: EDX-Spektrum der abgelagerten Inkrustationsbildungen in Form von Kristallen in den Filterporenräumen des Filtertyps PE-UHMW-40

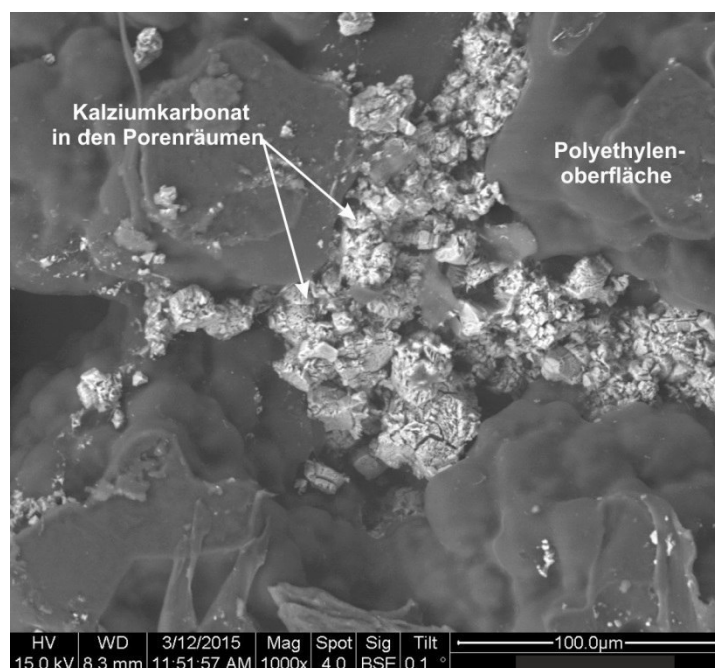


Abbildung 82: BSE-Aufnahme von CaCO_3 -Kristallen in den Porenräumen des Filtertyps PE-UHMW-40

Die BSE-Aufnahmen der Versuchen mit 25 °C warmen hochmineralisiertem Wasser deuten auf hohes Wachstum von Kristallen bei beiden Filtertypen PE-UHMW-40 und PE-HD-200 hin (Abbildung 83 und Abbildung 84). Die Kristalle sind homogen über die gesamte Filtermatrix verteilt (Korngröße im Mikrometerbereich). Die Versinterungserscheinungen variieren in ihrer Ablagerungsform: Während bei PE-UHMW-40 Kristalle in den Porenräumen wachsen, sind die Kristalle bei PE-HD-200 direkt auf der Kunststoffoberfläche zu finden. Dies filtertypcharakteristische Ablagerungsverhalten ist auf die Porengröße und metallhaltige Nanopartikel auf der Kunststoffoberfläche der Filtertypen zurückzuführen. In den anderen Experimenten ist die Kristallisation von Kalziumkarbonat in der Filtermatrix in abgeschwächter Form (verglichen

zum Experiment bei 25 °C und hochmineralisiertem Wasser) anhand der BSE-Aufnahmen zu erkennen. Das Ablagerungsverhalten ist aber filterspezifisch dasselbe.

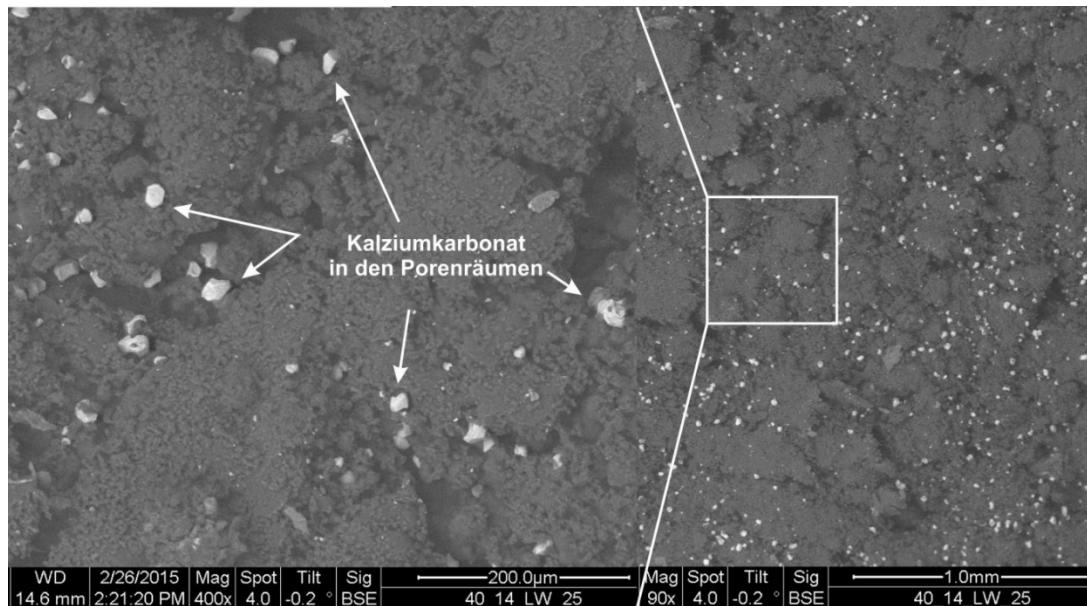


Abbildung 83: BSE-Aufnahmen von Filtertyp PE-UHMW-40 nach Durchströmung mit 25 °C warmen Wasser (Typ 1)

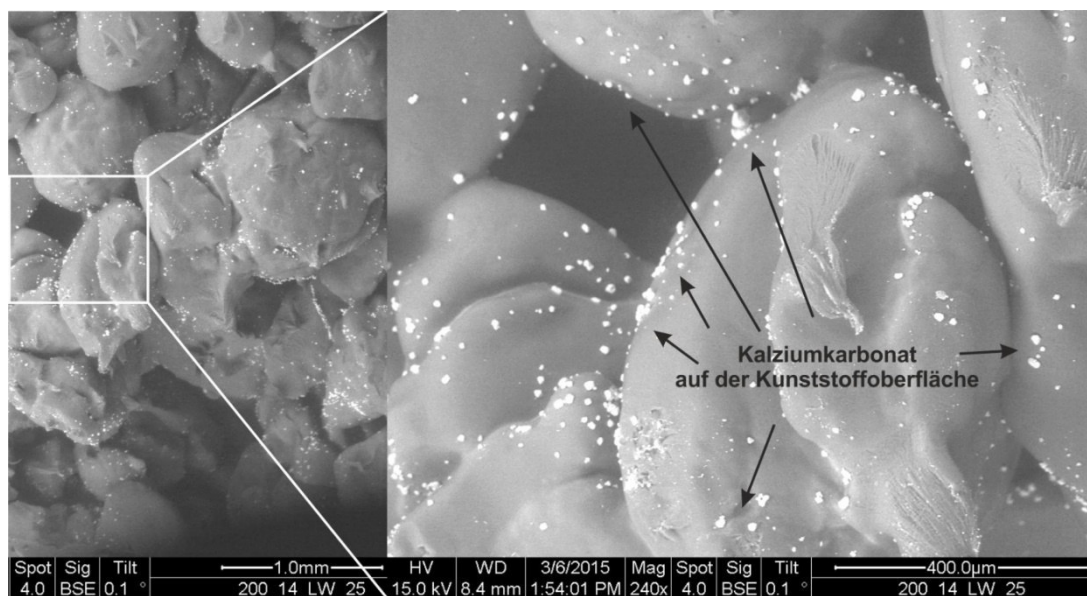


Abbildung 84: BSE-Aufnahmen von Filtertyp PE-HD-200 nach Durchströmung mit 25 °C warmen Wasser (Typ 1)

Die BSE-Aufnahmen der Filterelemente der Versuche mit 40 °C Wassertemperatur und Wassertyp 1 sowie 2 deuten auf ein verändertes Versinterungsverhalten hin. Die Kristallisation in der Filtermatrix ist verglichen zu den Experimenten bei 25 °C verringert (Abbildung 85). Dafür kommt es zur vermehrten Ablagerung von Kalziumkarbonatkristallen an der Filterinnenwand. Bei Filtertyp PE-UHMW-40 führt dies sogar zur vollständigen Verstopfung der Porenräume.

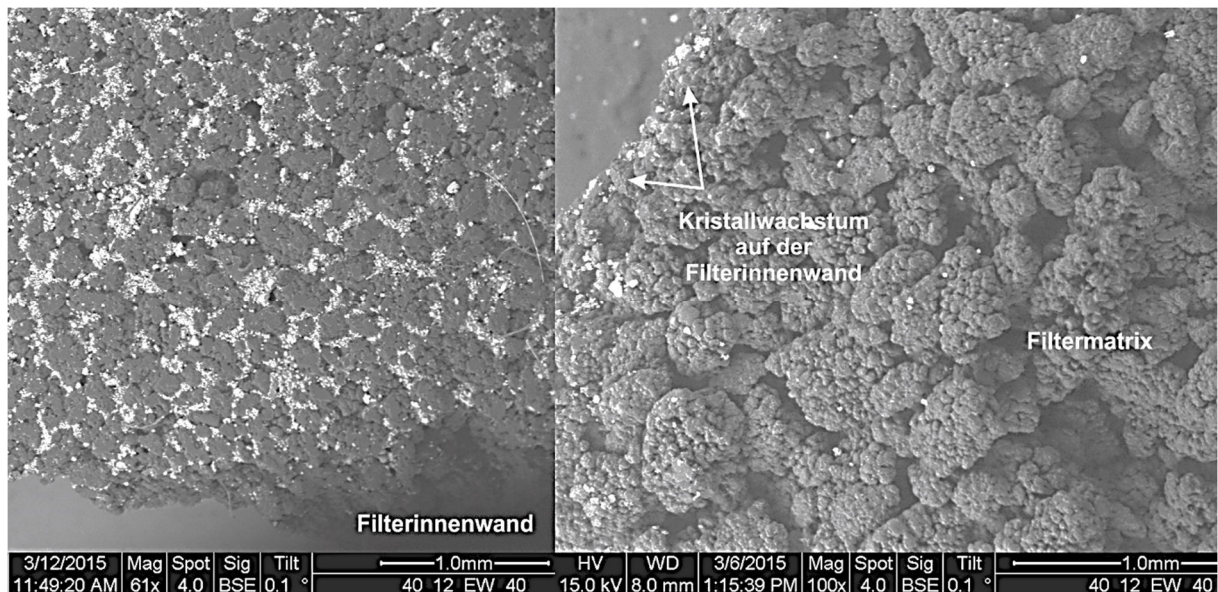


Abbildung 85: BSE-Aufnahme von Filterwand und –matrix des Typs PE-UHMW-40 nach Durchströmung mit 40 °C warmen Wasser (Typ 2)

5.5.9. Bewertung der Untersuchungen zum Versinterungsverhalten im Labor

Das Versinterungsverhalten der porösen Polyethylenfilter wurde im Labor untersucht. Dabei kamen Wässer unterschiedlicher Temperatur und Mineralisierung zum Einsatz.

Aus der Modellierung zwei verschiedener Fluidtypen lässt sich ableiten, dass die Übersättigung an Kalzit mit steigendem pH-Wert des Wassers zunimmt. Da der pH-Wert temperaturabhängig ist, wird der Kennwert, ab dem es zur Fällung von Kalzit kommt, mit zunehmender Temperatur geringer. Die Befunde bestätigen, dass hoch mineralisierte Wässer eher übersättigt sind als schwach mineralisierte Wässer.

Diese Annahme wird durch die Versuchsbedingungen zu Beginn der Experimente gestützt. Die Fluide mit hoher Mineralisierung sind übersättigt, wohingegen die schwach mineralisierten Wässer alle untersättigt an Kalzit sind. Die E_h -pH-Diagramme deuten an, dass es bei den Versuchen mit hoch mineralisiertem Wasser bei 25 und 40 °C zur Fällung von CaCO_3 kommt. Bei Durchströmung mit schwach ionisiertem Wasser tritt Kalziumkarbonatfällung nur bei 40 °C auf. Die Bedingungen bei 10 °C Wassertemperatur legen den Schluss nahe, dass sich Hydrogenkarbonat in Lösung befindet.

Aus den hydrochemischen Beobachtungen geht hervor, dass die Parameter elektrische Leitfähigkeit sowie der pH-Wert als zuverlässige Indizien für Fällung von Mineralen dienen können. Ergänzend eignet sich die kombinierte Analyse mittels ESEM-EDX zur Identifizierung und Beurteilung von Sinterablagerungen im Brunnenfilter.

Die BSE-Aufnahmen bestätigen die anhand der Modellierung getroffene Annahme, dass mit steigender Fluidtemperatur-bzw. –mineralisierung die Fällung von Kalziumkarbonat zunimmt. Die Befunde deuten darauf hin, dass beim feinporigen PE-UHMW-40 vorrangig Kristallwachstum in den Poren stattfindet. Die CaCO_3 -Kristalle im Filter PE-HD-200 wachsen an metallhaltigen Nanopartikeln auf der Partikeloberfläche an. Eine flächige Versinterung der Filteroberfläche findet nicht statt. Die Versinterung bei 40 °C findet in der Filtermatrix nur in

geringem Maß statt. Hauptsächlich wachsen die Karbonatkristalle an der Filterinnenwand. Beim Filtertyp PE-UHMW-40 kommt es sogar zur vollkommenen Verstopfung der Poren auf der Filterinnenseite.

Folglich ergeben die Untersuchungen, dass bei den Experimenten mit 40 °C die Durchlässigkeit der Filter verringert wird. Die Kristallbildung im Filterelement bei den Experimenten mit 10 und 25 °C verändert die Filterdurchlässigkeit nicht.

Aus den Daten zum Filterrückstand lässt sich ebenfalls folgern, dass die Versinterung mit steigender Mineralisierung und Temperatur zunimmt. Der Vergleich mit den Ergebnissen zur Filterdurchlässigkeit legt den Schluss nahe, dass ab einem Filterrückstand pro Porenvolumen von $0,015 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ mit einer Veränderung der hydraulischen Filtereigenschaften zu rechnen ist.

5.6. Untersuchung des Verockerungsverhaltens im Labor

5.6.1. Fluidtemperatur und Durchfluss

Als grundlegende Parameter der Versuche sind die Fluidtemperatur T sowie der Durchfluss Q im System zu betrachten. Der zeitliche Verlauf dieser Parameter ist für alle Versuche in Abbildung 86 dargestellt. Für die Experimente bei 25 und 40 °C entspricht die Ist-Temperatur dem Sollzustand (Abbildung 86a). Diese Aussage kann für die Versuche bei einer Zieltemperatur von 10 °C nicht getroffen werden. Der sechsstündige Versuch entspricht einer mittleren Temperatur von 10,8 °C. Die Fluidtemperatur steigt nach zwölfstündiger Versuchsdauer bis auf 15,0 °C. Die mittlere Temperatur des Systemwassers bei 24 Stunden Versuchsdauer entspricht 11,4 °C. Diese Variationen sind mit der Überbeanspruchung des zur Kühlung eingesetzten Thermostats zu begründen. Der mittlere Durchfluss aller durchgeführten Experimente entspricht $2,4 \text{ l min}^{-1}$ (Abbildung 86b). Der zeitliche Verlauf dieses Systemparameters zeigt eine Abnahme des Durchflusses mit zunehmender Versuchszeit. Dieses Phänomen basiert auf der zeitlichen zunehmenden Fällung von Eisenhydroxiden im gesamten experimentellen Kreislauf. Folglich erhöhen die Verockerungserscheinungen den hydraulischen Widerstand im gesamten System, der wiederum den Durchfluss herabsetzt.

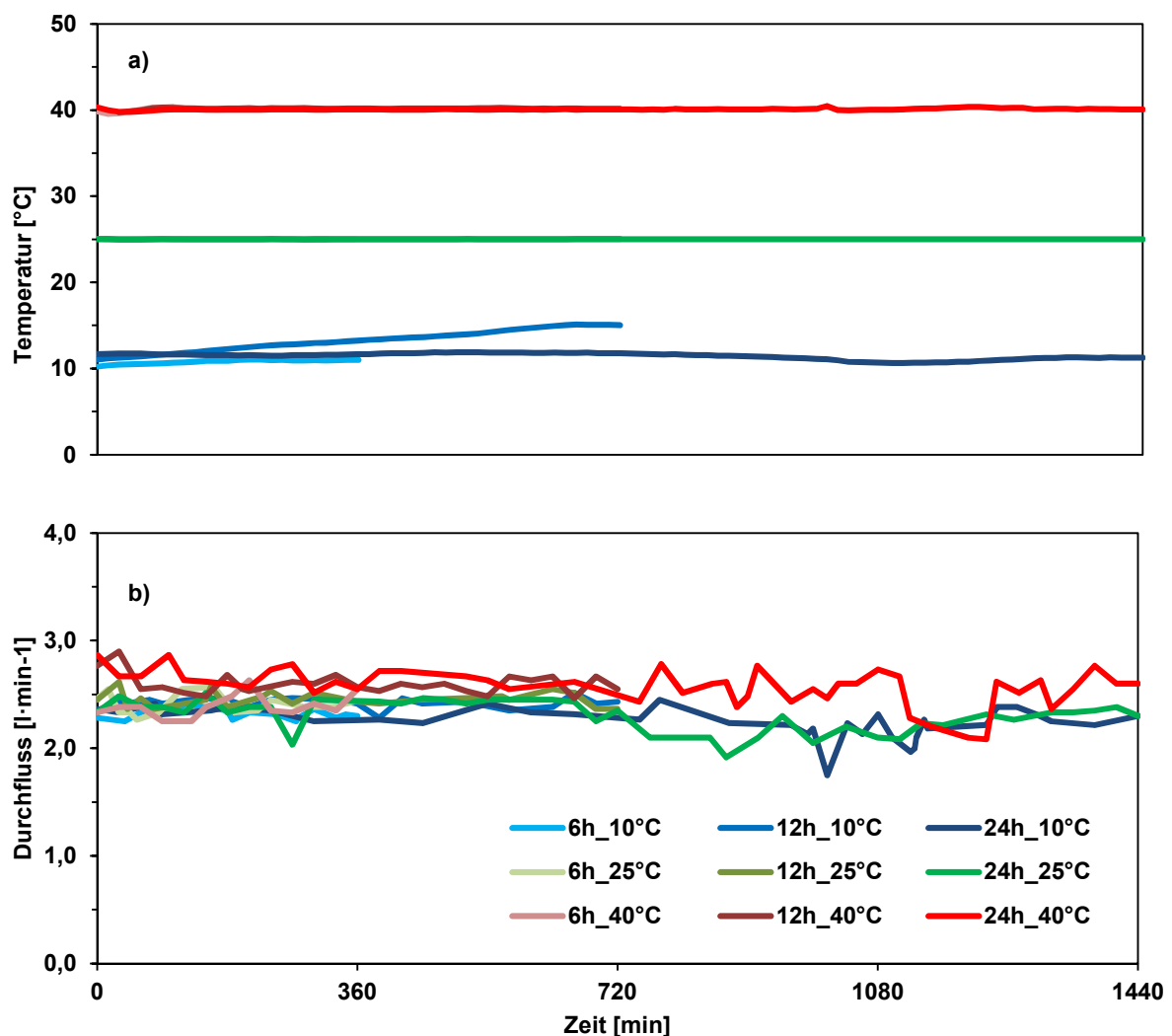


Abbildung 86: a) Temperatur und b) Durchfluss im zeitlichen Verlauf der Experimente zur Verockerung

5.6.2. Hydrochemische Bedingungen

Die hydrochemischen Bedingungen sind während der Verockerungsversuche instationär und variieren in jedem Experiment. In diesem Kapitel ist der Ablauf eines Verockerungsexperimentes beispielhaft anhand des Versuchs bei 40 °C über 6 Stunden dargestellt. In Abbildung 87 bis Abbildung 89 sind die analytisch erhobenen Daten aus Reaktionstank selbst (*System*), *Zulauf* des Reaktionstanks und *Ablauf* des Reaktionstanks in Abhängigkeit der Versuchszeit zusammengefasst. Im Brunnen selbst wurden keine Messungen durchgeführt. Die Annahmen für die hydrochemischen Bedingungen im Brunnen sind mit Geochemist's Workbench berechnet worden (Tabelle 28). Der Sauerstoffgehalt im System ist konstant sehr gering bei 0,03 mg·l⁻¹ (Abbildung 87). Die modellierte Sauerstoffkonzentration im Brunnen hängt von der Zugabe an Druckluft und der Löslichkeit von Sauerstoff im Wasser ab. Der ermittelte Wert liegt konstant bei 1,4 mg·l⁻¹ (Tabelle 28). Im Brunnenablauf steigt der Sauerstoffgehalt tendenziell von 0,0 auf 0,14 mg·l⁻¹ an. Diese Daten deuten darauf hin, dass im Brunnen vermehrt Oxidation stattfindet. Mit fortschreitender Versuchszeit nimmt die Oxidation im Brunnen geringfügig ab, sodass das ablaufende Wasser mit Sauerstoff angereichert wird. Das Redoxpotential im System und im Brunnen nimmt mit der Versuchszeit zu. Dieses Verhalten bei konstanten Sauerstoffkonzentrationen ist auf den sich antiproportional verhaltenden pH-Wert zurückzuführen. Die pH-Werte im System, Ablauf und Brunnen sanken von 6,2 bis auf 5,0 im Laufe des Experimentes (Abbildung 88, Tabelle 28). Der Anstieg an H₃O⁺ im Wasser ist ein weiteres Indiz auf vorherrschende Oxidation.

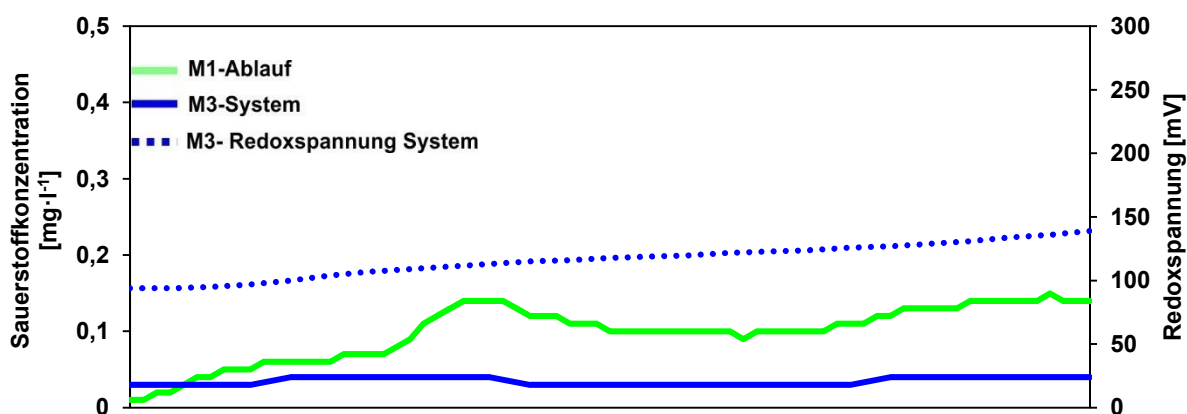


Abbildung 87 Sauerstoffgehalt und Redoxpotential im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40 °C über 6 Stunden

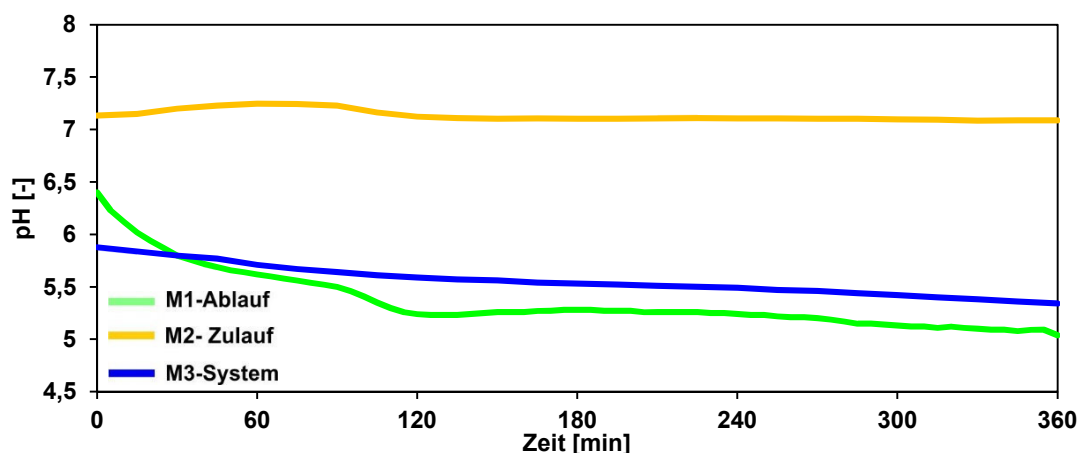


Abbildung 88: pH-Wert im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40 °C über 6 Stunden

Die Berechnung der Differenz der Eisenkonzentration im Wasser im Systemzulauf von der zum Systemablauf, lässt zu dem Schluss kommen, dass Eisen im Brunnen gefällt wird (Abbildung 89). Zu Beginn des Experimentes ist diese Differenz mit $16 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ extrem hoch, später verringert sie sich auf durchschnittlich $2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Das hohe Potenzial an Mineralfällung basiert auf der hohen Gesamteisenkonzentration von bis zu $60 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Abbildung 90). Der Eisengehalt im Wasser im Zulauf ist annähernd konstant trotz verringerter Zugabe von Eisenchloridlösung nach 55 min.

Die Konzentration von Natrium- und Chloridionen im Brunnenwasser steigt mit zunehmender Dauer an (Tabelle 28). Dies trifft für das gesamte Systemwasser zu, da im Experiment permanent Eisenchloridlösung sowie Natriumhydroxidlösung zugeführt werden.

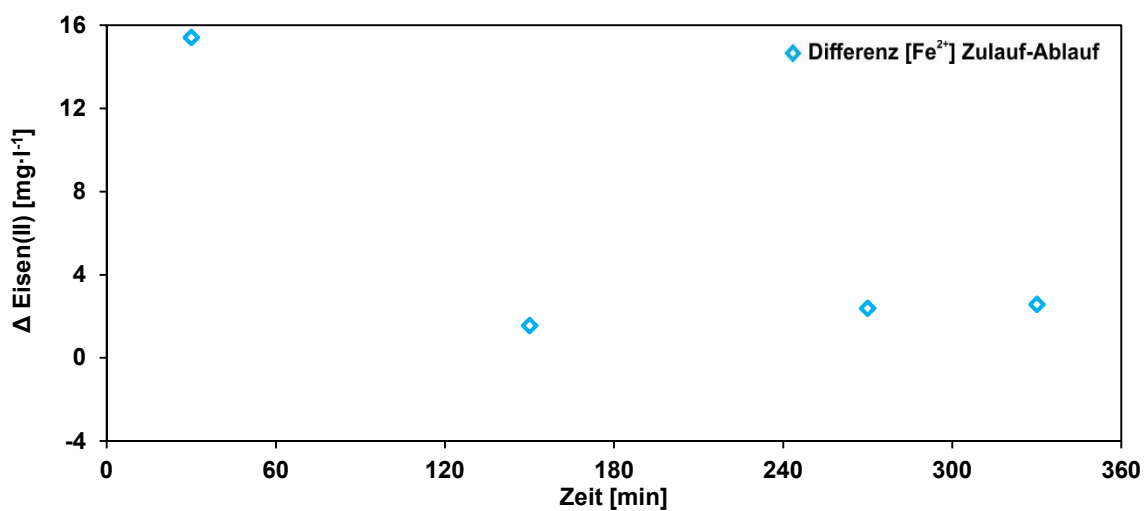


Abbildung 89: Differenzkonzentration zwischen Zulauf und Ablauf an Fe^{2+} im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40°C über 6 Stunden

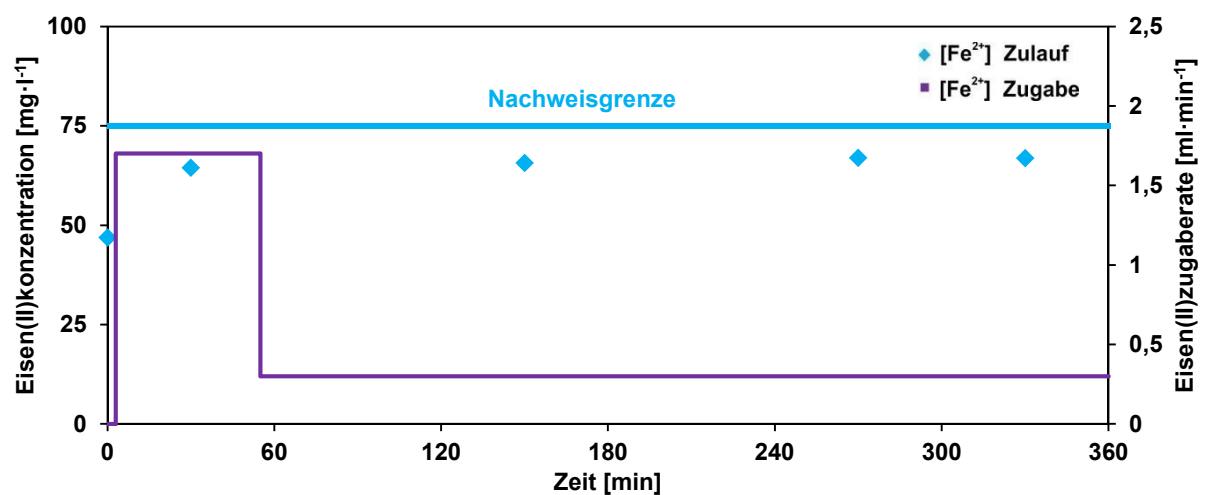


Abbildung 90: Zugaberate und Konzentration im Zulauf + im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40°C über 6 Stunden

Tabelle 28: Modellierte hydrochemische Bedingungen im Brunnen während des Verockerungsversuch bei 40 °C über 6 Stunden

		Versuchszeit		
		0 h	3 h	6 h
Temperatur	[°C]	40	40	40
pH	[-]	6,1	5,4	5,2
E _h	[mV]	310,7	405,3	446,3
O _{2(aq)}	[mg·l ⁻¹]	1,4	1,4	1,4
Fe ²⁺	[mg·l ⁻¹]	49,1	64,1	64,2
Cl ⁻	[mg·l ⁻¹]	656,7	858,7	8549,0
Na ⁺	[mg·l ⁻¹]	1004,0	1514,0	2313,0

Die modellierten Daten ermöglichen es, die hydrochemischen Bedingungen im Brunnen (*well*), System (*system*) und Brunnenablauf (*outlet*) im E_h-pH-Diagramm miteinander zu vergleichen (Abbildung 91). So lässt sich ableiten, dass im System und Brunnenablauf während des gesamten Experimentes das Eisen in wässriger Lösung vorliegt. Dahingegen fällt im Brunnen zunächst Fe(OH)₃ aus und nach drei Stunden kommt es durch Oxidation vorwiegend zur Bildung von Fe(OH)₂⁺.

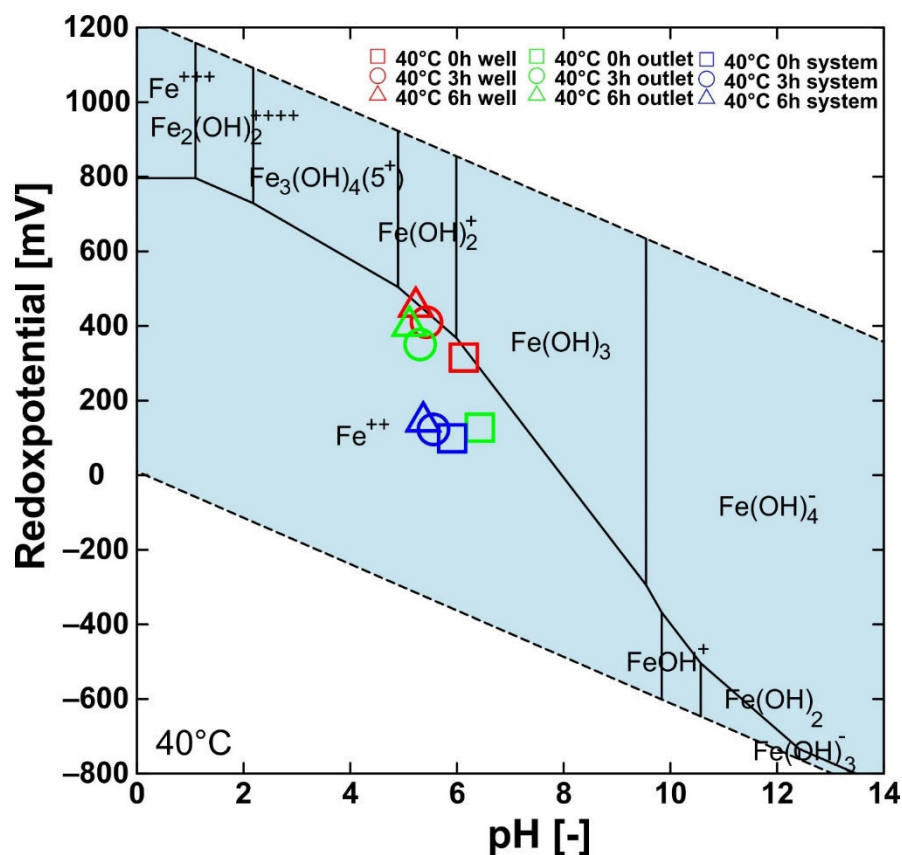


Abbildung 91: Eh-pH-Diagramm des Versuchs im System, Brunnen und Ablauf im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40 °C über 6 Stunden

5.6.3. Fällung von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ im Brunnen

Der direkte Vergleich der Sättigungsindizes von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ in Abhängigkeit der Versuchsdauer bei 10 °C (Abbildung 92), 25 °C (Abbildung 93) und 40 °C (Abbildung 101) macht eine Gegenüberstellung des Verockerungsverhaltens bei variierender Fluidtemperatur im Brunnen möglich. Bei 25 und 40 °C herrschen permanent übersättigte Verhältnisse, die zur Verockerung im Brunnen führen. Dieses Verhalten kann bei 10 °C Wassertemperatur nur für den 12-stündigen Versuch festgestellt werden. Basierend auf der Modellierung kommt es während der anderen beiden Experimente bei 10 °C nur zur Fällung von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ zu Beginn der Versuche. Mit zunehmender Versuchszeit kommt es zur Lösung von Eisenhydroxid. Dass es in den Versuchen über 6 und 24 Stunden nur zu Beginn der Experimente übersättigte Verhältnisse vorherrschen sollen, basiert auf dem abweichenden Sauerstoffgehalt verglichen zum Versuch über 12 Stunden. Alle Versuche kennzeichnen sich durch die erhöhte Oxidation von Eisen zu Beginn der Experimente. Der 24-stündige Versuch bei 40 °C weist eine Variation des Sättigungsindex auf. Dies deutet auf eine zyklische Fällung bzw. Lösung von Eisenhydroxiden hin.

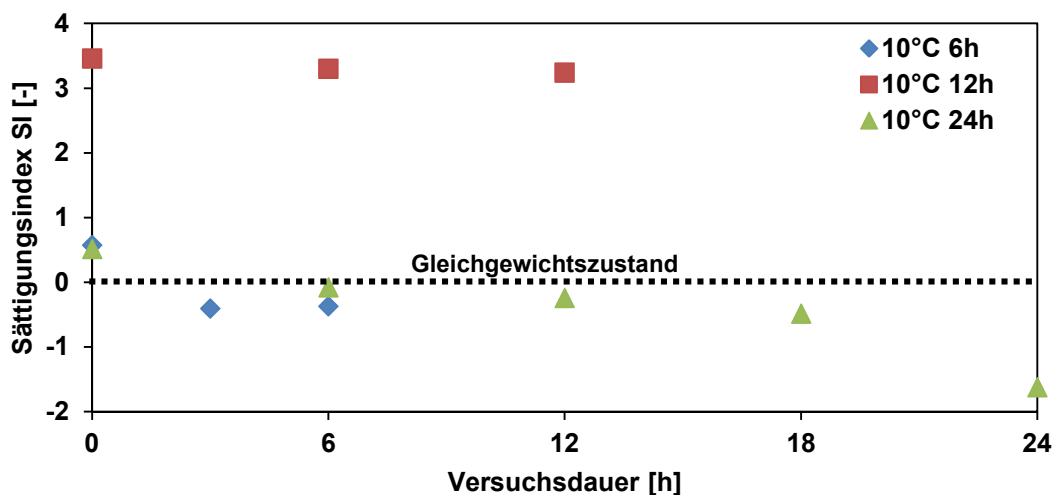


Abbildung 92: Sättigungsindex von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ im zeitlichen Verlauf der Verockerungsexperimente im Brunnenelement bei 10 °C Fluidtemperatur

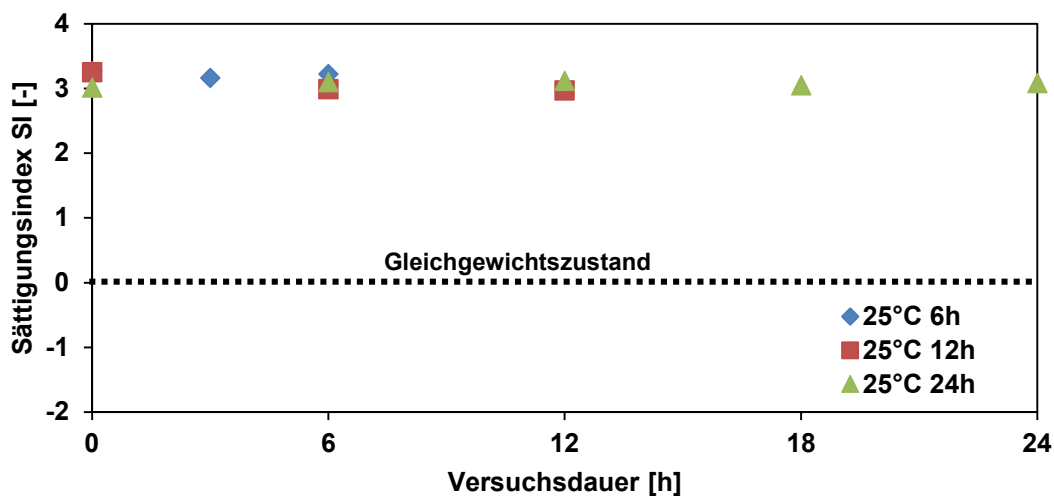


Abbildung 93: Sättigungsindex von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ im zeitlichen Verlauf der Verockerungsexperimente im Brunnenelement bei 25 °C Fluidtemperatur

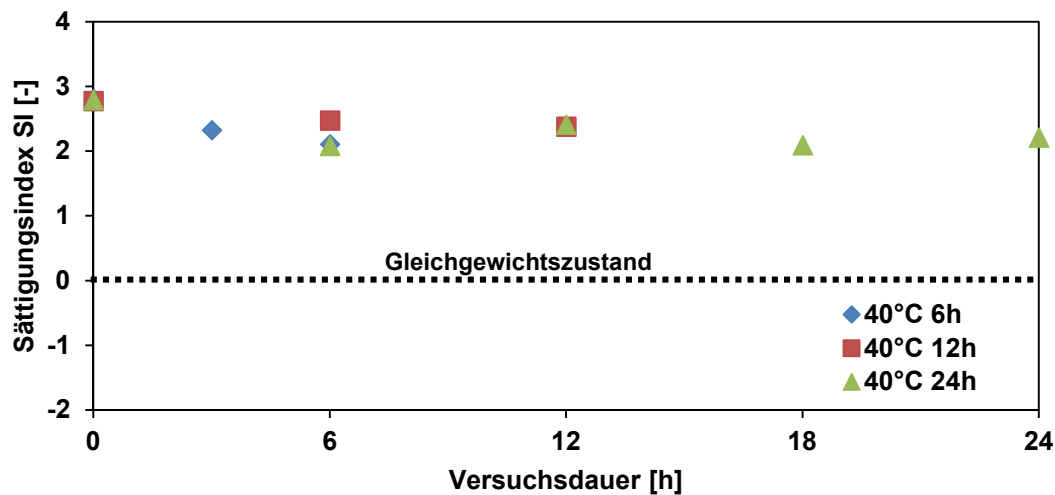


Abbildung 94: Sättigungsindex von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ im zeitlichen Verlauf der Verockerungsexperimente im Brunnenelement bei 40 °C Fluidtemperatur

5.6.4. Optische Beurteilung des Verockerungsverhaltens

Die optische Beurteilung der Filterelemente nach den Experimenten gibt weitere Erkenntnisse über das Verockerungsverhalten. Zur Veranschaulichung sind die Fotografien der Filterelemente nach Abschluss der Experimente in Abbildung 95 bis Abbildung 97 beigefügt.

Die Filterinnenseite ist stärker verockert als die Außenseite. Dieses Phänomen kann durch die Einleitung von Sauerstoff im Filterelementinnenraum begründet werden. Durch diese gezielte Sauerstoffzufuhr kommt es bevorzugt an den Filterinnenwand zur Oxidation von Eisen. Auf der Filteraußenwand hingegen entspricht der Sauerstoffgehalt dem Wasser im Systemtank. Hier herrscht ein schwach aerobes Milieu.

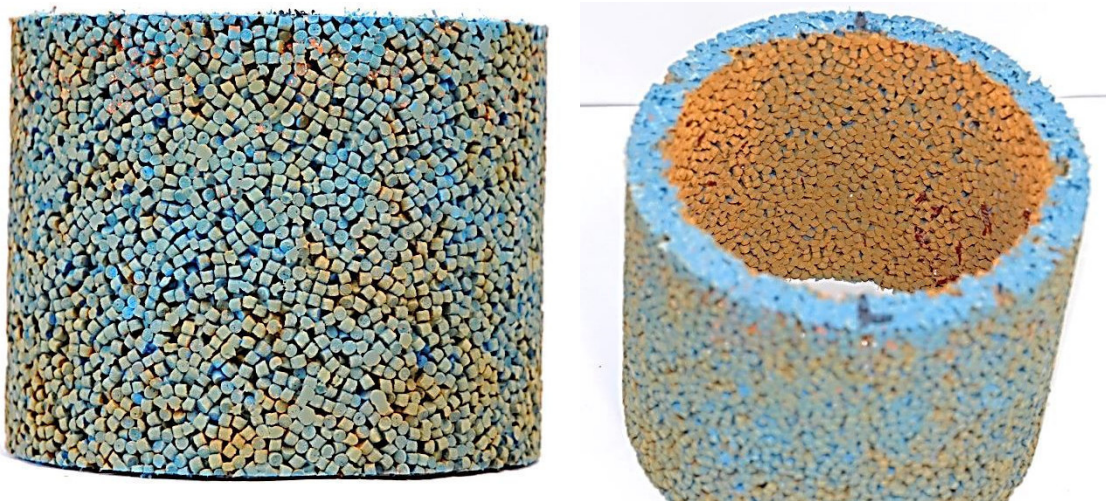


Abbildung 95: Poröse Filterelemente PE-HMW-500 mit Verockerungserscheinungen an Innen- und Außenwandung nach Durchführung des Verockerungsversuchs über 24 Stunden bei 40 °C

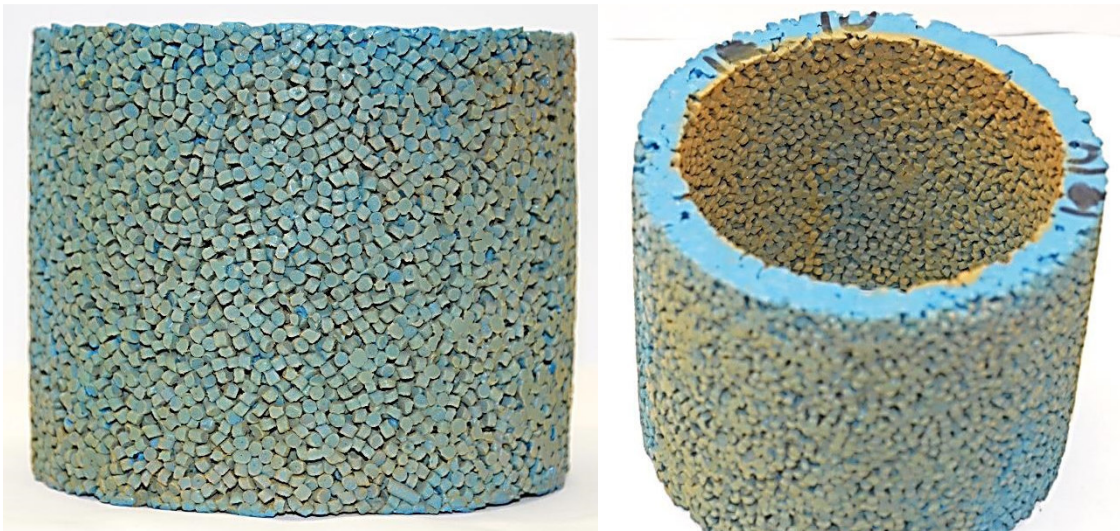


Abbildung 96: Poröse Filterelemente PE-HMW-500 mit Verockerungserscheinungen an Innen- und Außenwandung nach Durchführung des Verockerungsversuchs über 24 Stunden bei 25 °C

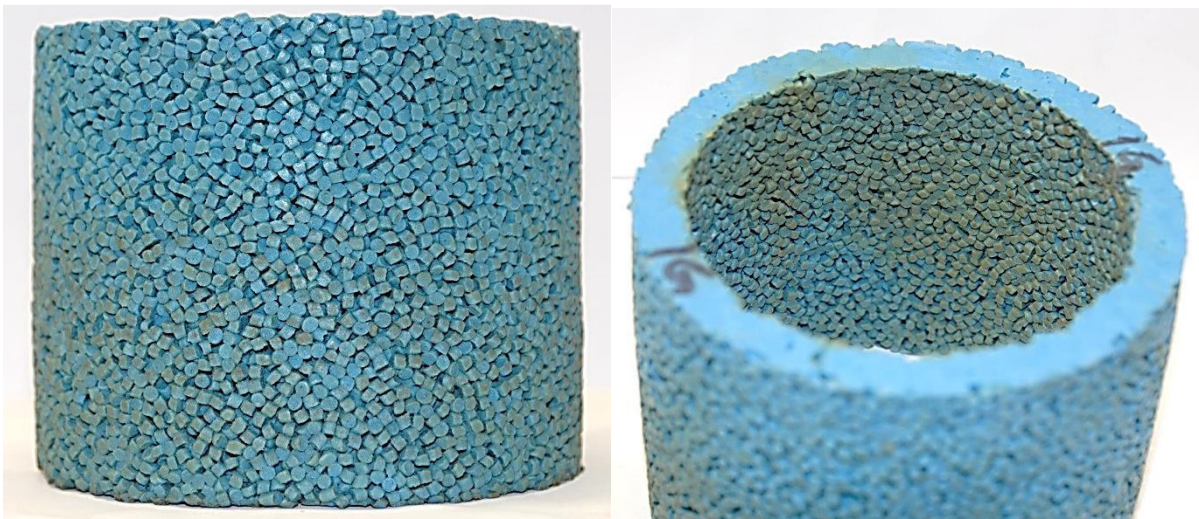


Abbildung 97: Poröse Filterelemente PE-HMW-500 mit Verockerungserscheinungen an Innen- und Außenwandung nach Durchführung des Verockerungsversuchs über 24 Stunden bei 10 °C

Beim Vergleich mit den verockerten Filterelementen nach Experimentabschluss bei 10 und 25 °C Fluidtemperatur (Abbildung 96, Abbildung 97) zeigt sich, dass mit sinkender Temperatur der Verockerungsgrad abnimmt. Dieses Verhalten ist mit der temperaturabhängigen Reaktionskonstante der Eisenfällung zu erklären (Sung & Morgan, 1980). Dementgegen wirkt die mit steigender Temperatur sinkende Löslichkeit von Sauerstoff in Wasser.

Exemplarisch kann an Abbildung 96 ein weiteres Phänomen veranschaulicht werden: An der Filterinnenwandung nimmt die Intensität der Ablagerung von Eisenoxiden- bzw. -hydroxiden von oben nach unten ab. Dies ist wiederum durch den Eintrag und die Diffusion vom zugeführten Sauerstoff im Wasser zu erläutern. Die Konzentration an gelöstem Sauerstoff nimmt in der Wassersäule von oben nach unten ab, so dass es im unteren Teil der Filterinnenwandung zur geringeren Oxidation von Eisen kommt.

5.6.5. Charakterisierung der Filteroberfläche von PE-HMW-500

Für die Beurteilung des Verockerungsverhaltens der Brunnenfilterelemente ist es notwendig, die verschiedenen Mechanismen, die zur Adsorption von Eisenoxiden auf unpolare Polyethylenoberflächen führen, zu verstehen. Die BSE-Aufnahmen von Druckluft gereinigten, mit entionisiertem Wasser durchspülten Filterelementen belegen, dass sich kleinste weiße Partikel auf deren Oberfläche von PE-HMW-500 befinden (Abbildung 98a). Aus dem EDX-Spektrum geht hervor, dass sich diese Partikel aus Aluminium, Silizium und Kalzium zusammensetzen (Abbildung 98b). Das Element Kohlenstoff ist dem Werkstoff Polyethylen zuzuordnen (vgl. Abbildung 81a).

Genau wie bei PE-HD-200 ist davon auszugehen, dass die metallhaltigen Nanopartikel als Kristallisationskeime auf der Kunststoffoberfläche von PE-HMW-500 agieren (Kap. 5.5.7). So kann es zur Adsorption von gefällten Eisenoxiden und -hydroxiden auf der Filteroberfläche kommen. Die Herkunft der Nanopartikel kann mit verschiedenen Prozessen begründet werden (Kap. 5.5.7).

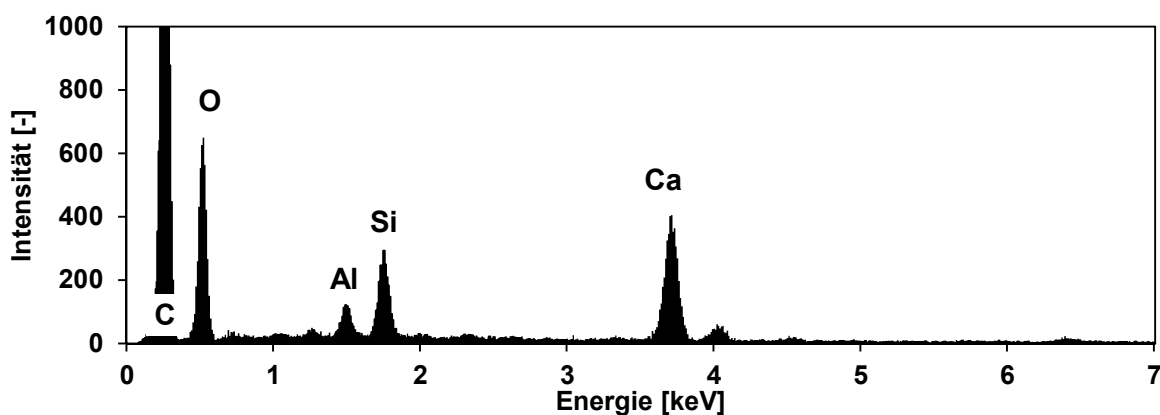
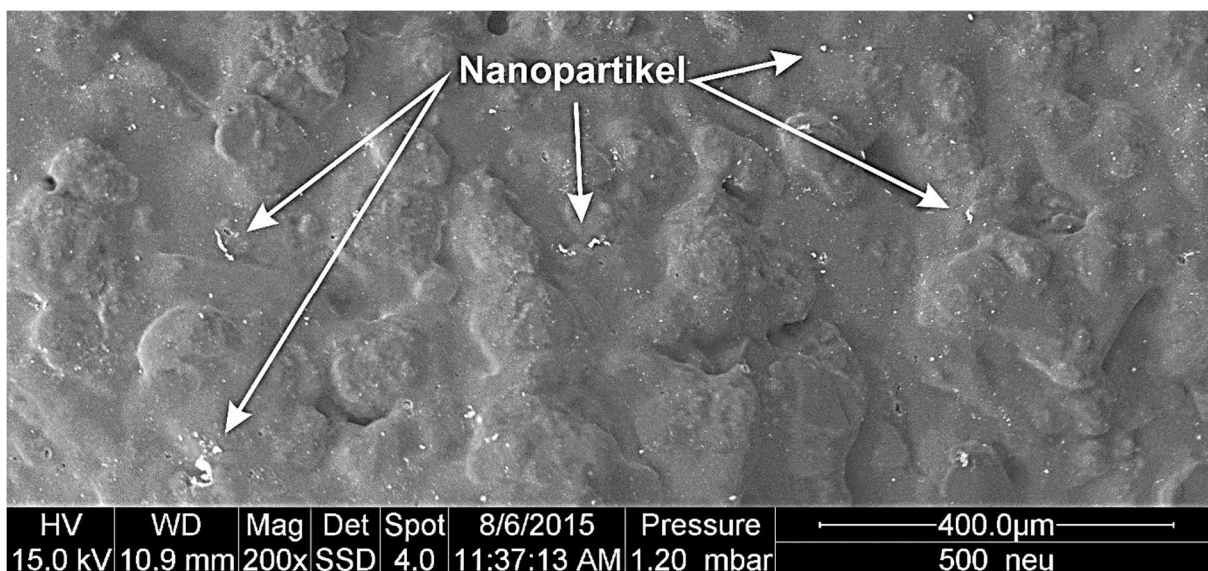


Abbildung 98: a) BSE Aufnahme und b) EDX-Spektrum der Oberfläche eines unbenutzten PE-HMW-500-Filters

5.6.6. Charakterisierung der Verockerungsablagerungen

Die Analyse mittels ESEM-EDX ermöglicht einerseits festzustellen, in welcher Form sich Verockerung am und im Brunnenfilter abgelagert. Zusätzlich dienen die EDX-Spektren zur qualitativen Bestimmung der Kristallbildungen. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse von drei Experimenten vorgestellt, weitere BSE-Aufnahmen und EDX-Spektren sind dem Anhang zu entnehmen. Untersuchungen zum hydraulischen Einfluss der Verockerungserscheinungen auf die Filterdurchlässigkeit wurden nicht durchgeführt, da die neugebildeten Minerale zu frisch und unreif sind, so dass sie bei diesen Experimenten sofort wieder hinausgespült würden.

Die BSE-Aufnahmen der Außenseite des Filtertyps PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C Wassertemperatur über sechs Stunden deutet darauf hin, dass sich wenige, kleine Kristalle auf der Partikeloberfläche abgelagert haben (Abbildung 99). Die Kristalle setzen sich aus zwei Typen zusammen. Die größeren Kristalle bestehen vor allem aus Natrium und Chlorid (Abbildung 100a). Aus diesem qualitativen Befund geht hervor, dass an der Filteraußenseite Natriumchlorid abgelagert ist.

Die kleineren Partikel mit dunklerem Kontrast setzen sich aus den Elementen Eisen, Silizium, Chlor und Kalzium zusammen (Abbildung 100b). Diese Beobachtung legt den Schluss nahe, dass Eisenoxide bzw. -hydroxide auf den Nanopartikeln aus Silizium- und Kalzium (Abbildung 98) adsorbieren.

Durch die Zugabe von FeCl_2 und NaOH im Experiment kommt es folglich zur Fällung von Eisenoxiden und -hydroxiden auf der Filteroberfläche. Die Kristallisation von NaCl hat eine andere Ursache: Die Trocknung der Filterelemente bei 105 °C nach Abschluss der Versuche führt zur Verdunstung des Systemwassers auf der Filteraußenseite. Hierbei kristallisieren die sich in Lösung befindenden Ionen Na^+ und Cl^- zu Natriumchlorid.

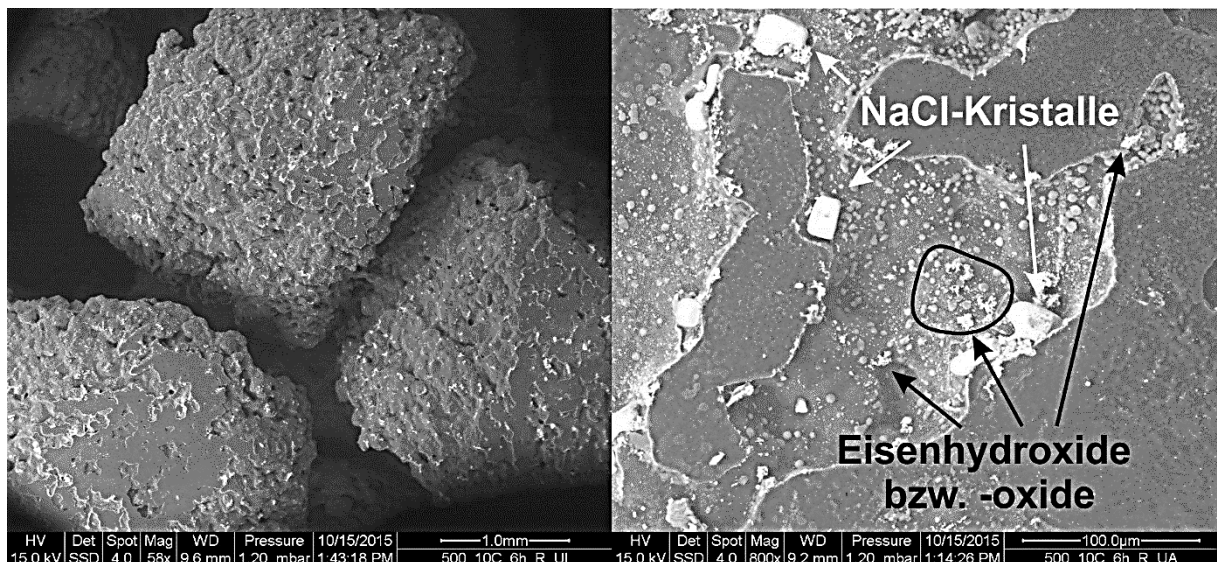


Abbildung 99: BSE-Aufnahme der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 6 Stunden

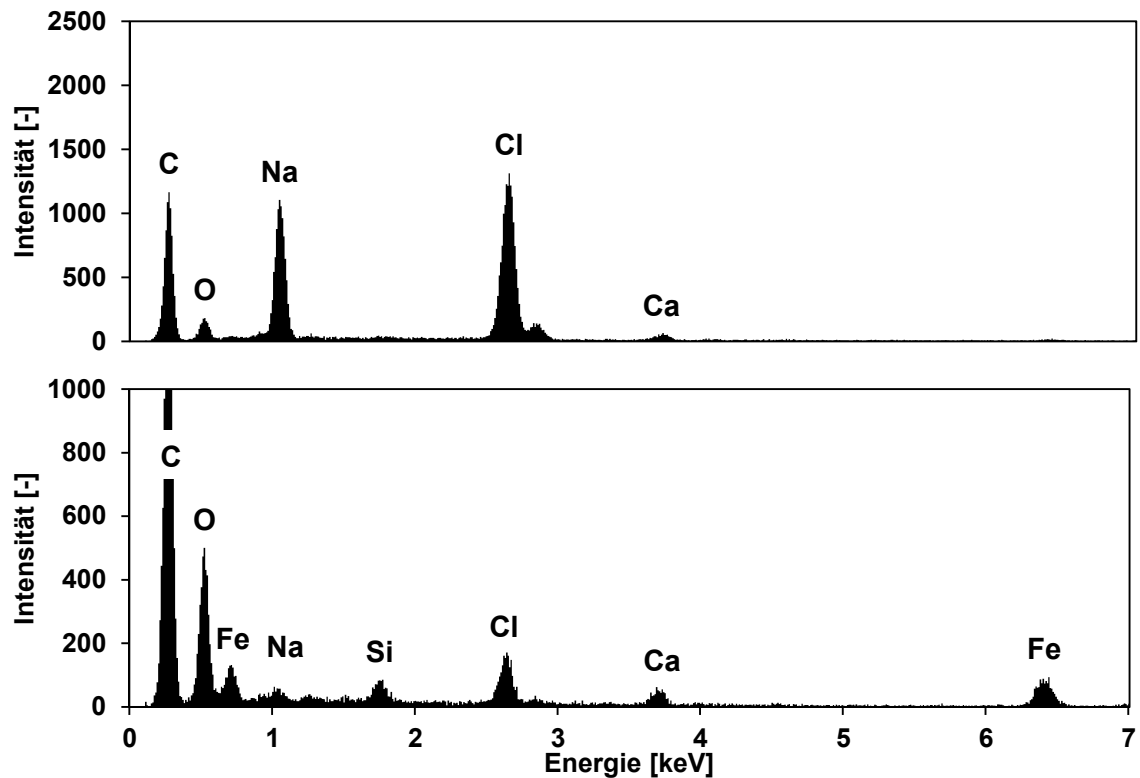


Abbildung 100: EDX-Spektren von Partikeln auf der Filteraußenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 6 Stunden aus Natriumchlorid (oben) Eisenhydroxiden bzw. -oxiden (unten)

Die BSE-Aufnahmen der Filterinnenseite zeigt im Vergleich zur Außenseite eine größere Verbreitung von kleinsten Mineralausfällungen (Abbildung 101). Diese setzen sich wie auf der Außenseite aus den Elementen Eisen, Silizium, Chlor und Kalzium zusammen (Abbildung 102). Die Abbildung der Filteroberfläche bestätigt auch, dass sich keine Kristalle in den Porenräumen zwischen den PE-Partikeln befinden. Das Wachstum der Eisenverbindungen geschieht nur auf der Kunststoffoberfläche.

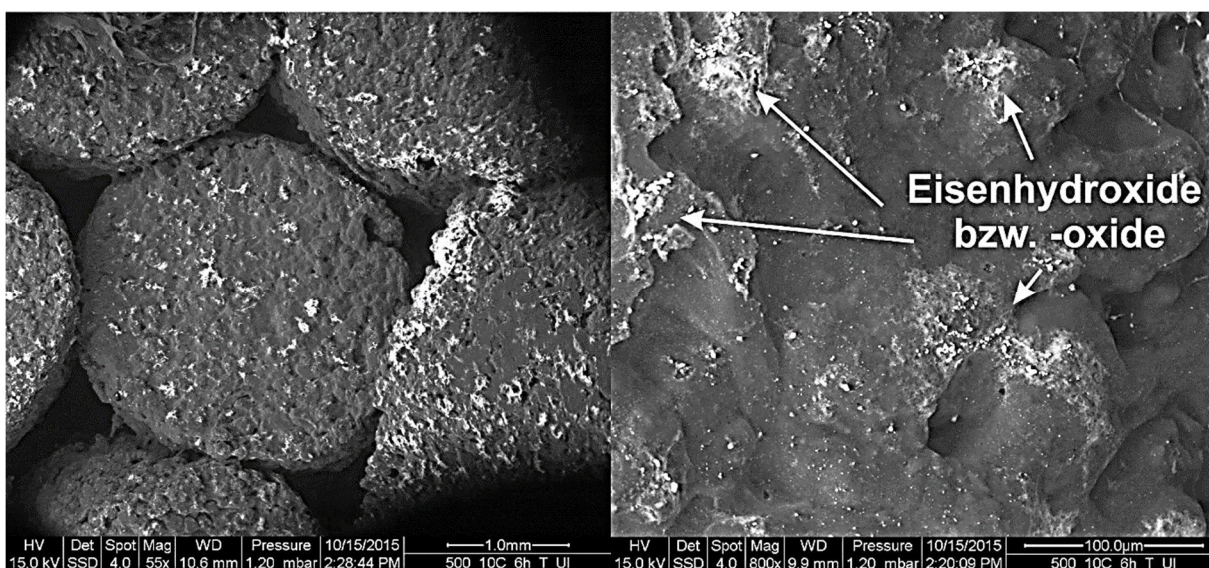


Abbildung 101: BSE-Aufnahme der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 6 Stunden

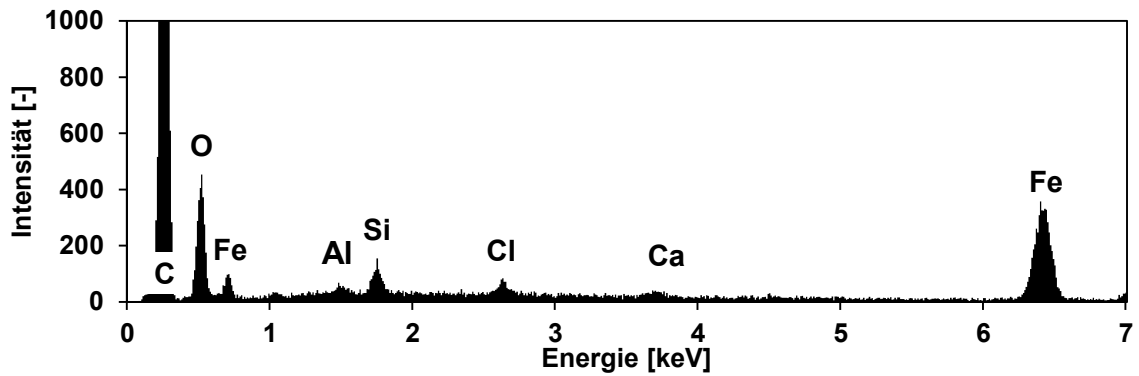


Abbildung 102: EDX-Spektrum der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 6 Stunden

Die Außenseite von PE-HMW-500 nach 24 stündiger Durchströmung bei 25 °C lässt sich anhand der BSE-Aufnahmen beschreiben: Nanopartikel sind flächendeckend auf der PE-Oberfläche abgelagert (Abbildung 103). Diese Partikel setzen sich aus Silizium und Eisen zusammen (Abbildung 104). Aluminium und Chlor fungieren als Spurenelemente. Aus den Daten lässt sich ableiten, dass es zur Fällung von Eisenoxiden bzw. -hydroxiden kommt, die im Filter an Silizium- und Aluminiumpartikeln auf der Kunststoffoberfläche adsorbieren.

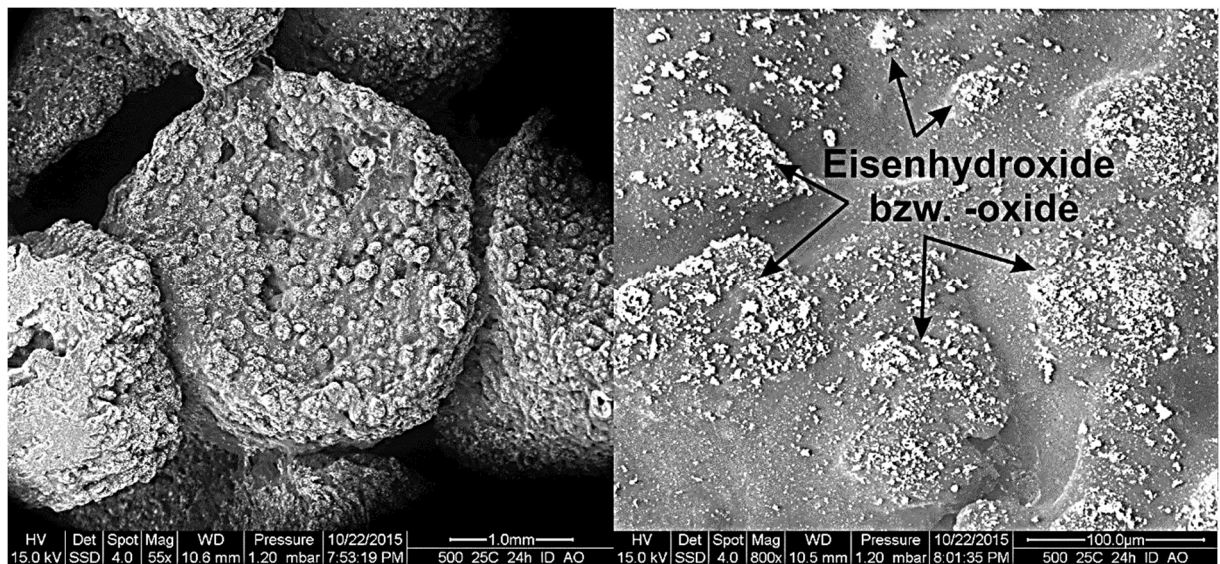


Abbildung 103: BSE-Aufnahme der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 24 Stunden

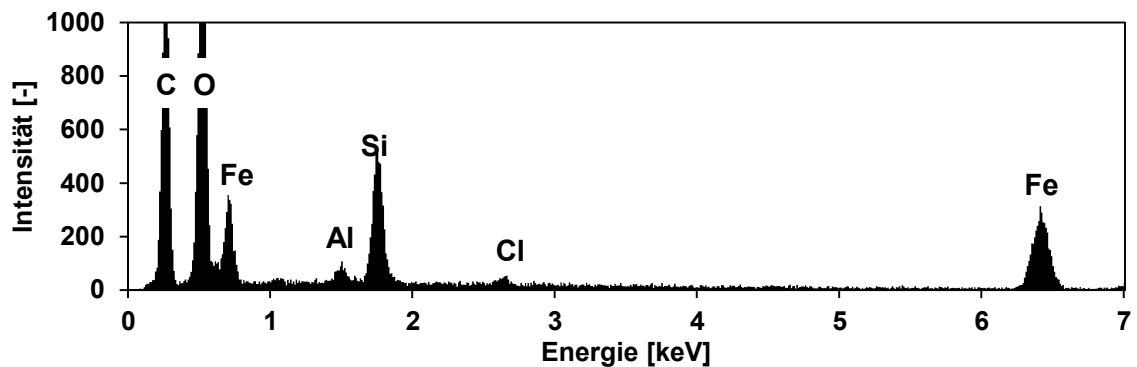


Abbildung 104: EDX-Spektrum der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 24 Stunden

Die BSE-Aufnahmen der Filterinnenseite bestätigen, dass hier im Vergleich zur Außenseite mehr Eisen abgelagert wird. Dieser Belag ist durch kreisförmige Kristallflächen ausgebildet (Abbildung 105). Diese Kristallkrusten bestehen, genau wie an der Filteraußenseite, aus elementarem Eisen und Silizium (Abbildung 106).



Abbildung 105: BSE-Aufnahme der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 24 Stunden

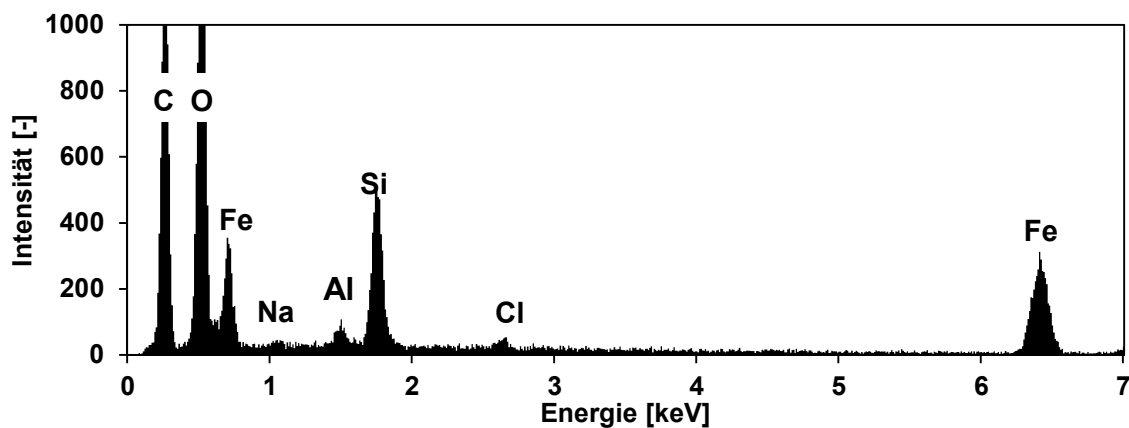


Abbildung 106: EDX-Spektrum der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 24 Stunden

Die BSE-Aufnahmen bei 24-stündiger Durchströmung mit 40 °C warmem Wasser ähneln denen bei 25 °C Wassertemperatur in gesteigerter Form. Kleinste Partikel kristallisieren über die gesamte Filteraußenfläche (Abbildung 107). Die BSE-Aufnahmen in Abbildung 108 belegen, dass es in der Filtermatrix in gleichem Maße zu Ablagerungen wie auf der Filteraußenseite kommt. Diese Kristalle sind Eisenhydroxide oder –oxide, deren Kristallisationskeime elementar aus Aluminium, Silizium und Kalzium bestehen (Abbildung 109). Ein geringer Anteil an Natriumchlorid ist auch erkennbar.

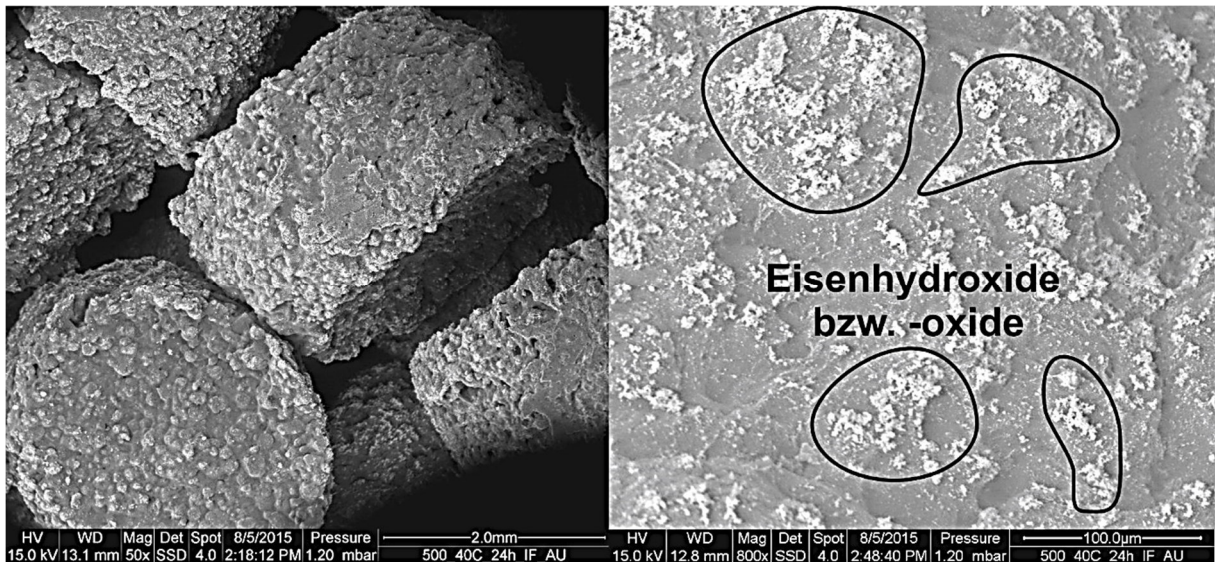


Abbildung 107: BSE-Aufnahme der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 24 Stunden

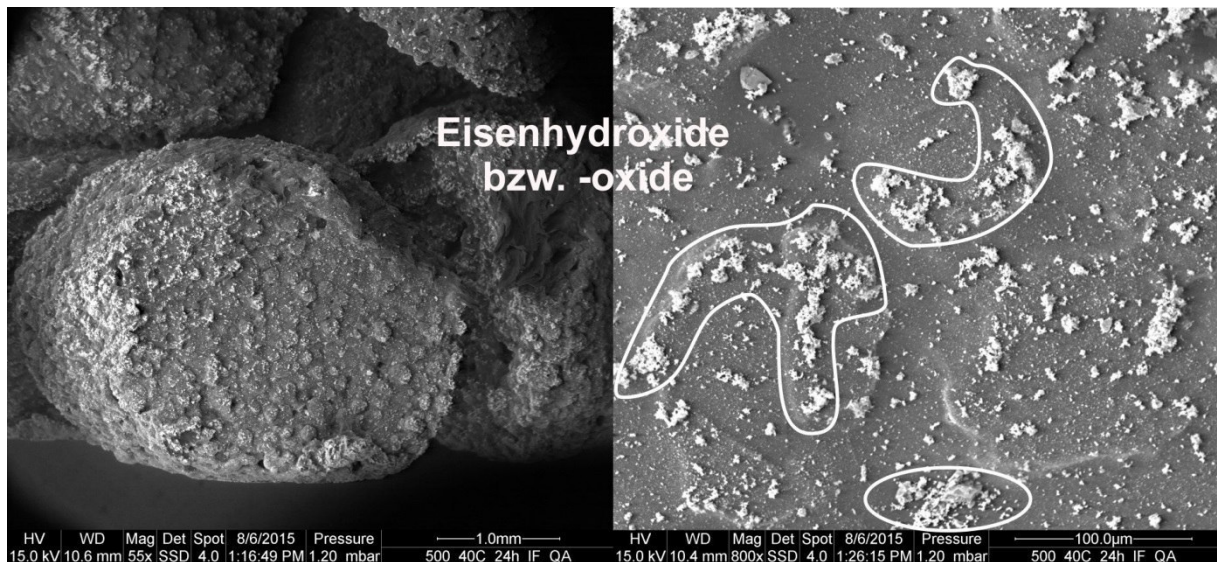


Abbildung 108: BSE-Aufnahme der Matrix von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 24 Stunden

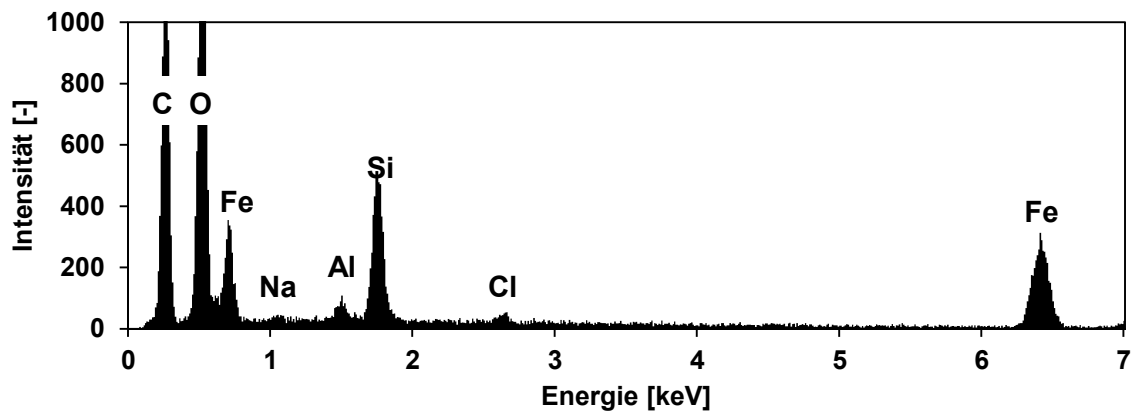


Abbildung 109: EDX-Spektrum der Partikel auf der Filteraußenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 24 Stunden

Auf der Filterinnenseite lagern sich großräumige Minerale, die aus kleinsten Nanopartikeln bestehen, ab (Abbildung 110). Sie setzen sich aus den Elementen Eisen, Aluminium, Silizium und Chlor zusammen (Abbildung 111). Auch hier ist von der Adsorption von Eisenhydroxiden bzw. -oxiden an Aluminium, Silizium und Chlorpartikeln auf der Polyethylenoberfläche auszugehen.

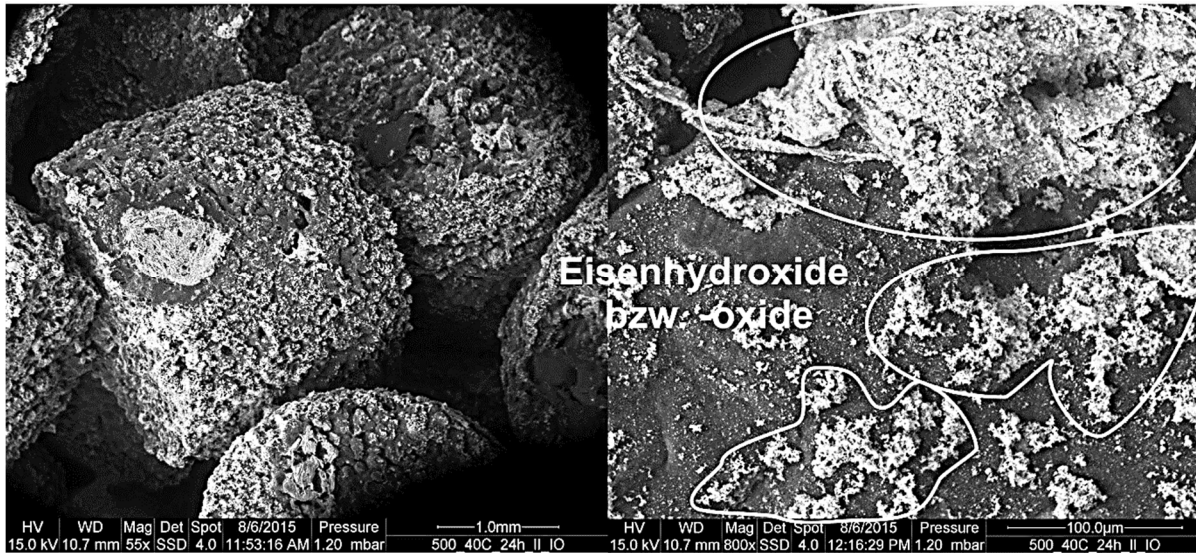


Abbildung 110: BSE-Aufnahme der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 24 Stunden

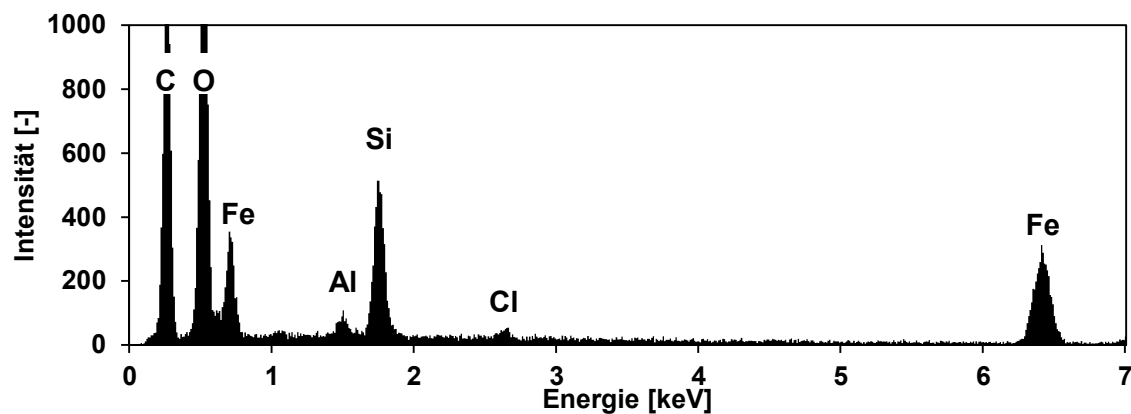


Abbildung 111: EDX-Spektrum der Partikel auf der Filterinnenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 24 Stunden

5.6.7. Gravimetrie der Filtrerrückstände

Die Filtrerrückstände pro Filterfläche können teilweise die Ergebnisse aus der ESEM-Analyse und visuellen Beurteilung bestätigen (Abbildung 112). Die sechs - und 24 - stündigen Experimente verifizieren die Aussage, dass mit zunehmender Fluidtemperatur und Versuchsdauer die Menge an auskristallisierten Mineralen steigt. Für die zwölfstündigen Experimente ergibt sich ein abweichendes Bild: Die Masse an Filtrerrückstand pro Filterfläche ist für die Versuche bei 25 °C und 40 °C geringfügiger verglichen mit dem sechsstündigen Experimenten. Dies kann damit erklärt werden, dass die dargestellten Filtrerrückstände nicht nur aus Eisenhydroxiden und -oxiden bestehen, sondern auch aus Natriumchlorid. Da die Fällung von NaCl mit steigender Temperatur abnimmt, entsteht folglich insgesamt eine geringere Masse an Filtrerrückstand. Für die 10 °C Versuche gilt: mit steigender Versuchsdauer nimmt die Masse an gefällten Mineralen zu. Diese Minerale bestehen vor allem aus Natriumchlorid, wie die EDX-Spektren belegen.

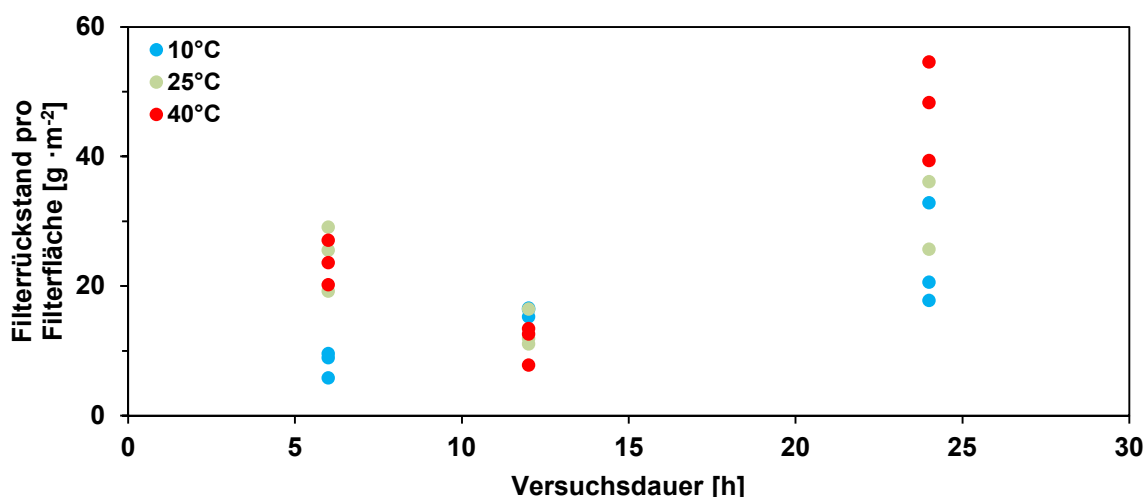


Abbildung 112: Filtrerrückstand bezogen auf die Filteroberfläche von PE-HMW-500 nach abgeschlossenem Verockerungsexperiment in Abhängigkeit von der Versuchsdauer

Die Menge an gefällten Mineralen hängt aber nicht nur von der Versuchsdauer und Wassertemperatur ab. Da in jedem Experiment die zugegebene Menge an zugeführtem FeCl_2 bzw. NaOH individuell angepasst wurde, sind die Filtrerrückstände bezogen auf die jeweils zugegebene Stoffmenge in Abbildung 113 und Abbildung 114 dargestellt.

Hierbei zeigt sich bei den Experimenten mit 10 und 40°C eine tendenzielle Zunahme der Filtrerrückstände mit zugegebener Eisenchloridlösung bzw. Natriumhydroxid. Da die zugegebenen Stoffmengen an FeCl_2 in den Experimenten bei 25 °C ungefähr gleichwertig sind ist keine Tendenz erkennbar. Die Funktion des Filtrerrückstands in Abhängigkeit der Menge an Natriumhydroxid weist ein Minimum bei 0,15 mol an Natriumhydroxid auf. Auch hier kann keine Aussage über die direkte Abhängigkeit des eingewogenen Filtrerrückstands von der zugegebenen Stoffmenge festgestellt werden.

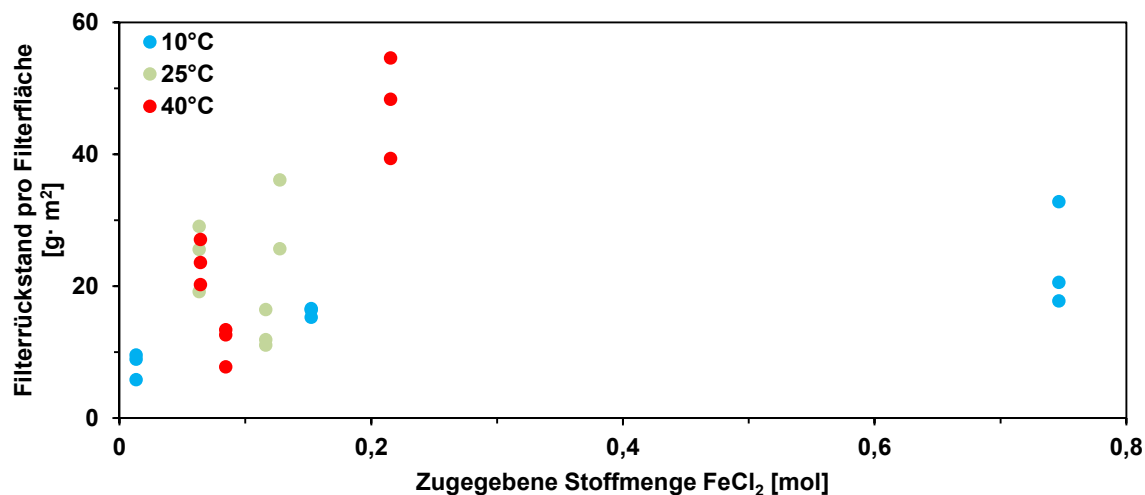


Abbildung 113: Filtrerrückstand bezogen auf die Filteroberfläche von PE-HMW-500 nach abgeschlossenem Verockerungsexperiment in Abhängigkeit von der zugebenen Stoffmenge an FeCl₂

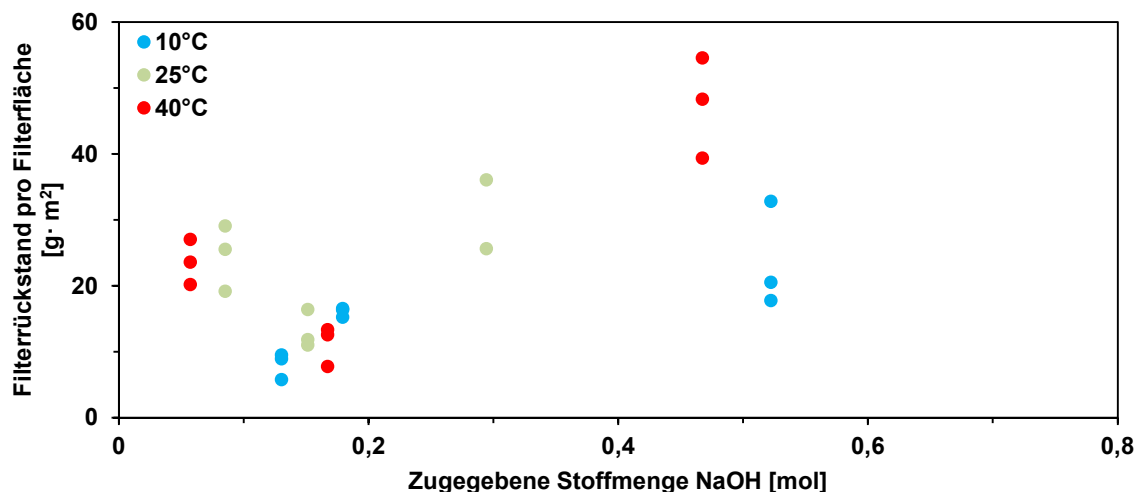


Abbildung 114: Filtrerrückstand bezogen auf die Filteroberfläche von PE-HMW-500 nach abgeschlossenem Verockerungsexperiment in Abhängigkeit von der zugebenen Stoffmenge an NaOH

5.6.8. Bewertung der Untersuchungen zum Alterationsverhalten

Die vorgestellten Ergebnisse der Verockerungsexperimente sind heterogen. Zum einen zeigt sich, dass eine komplexe Betrachtung aller hydraulischen und hydrochemischen Parameter zum Verständnis der Prozesse nötig ist. Außerdem dokumentieren die Modellierungen eine hervorragende Prognose von Verockerungsreaktionen, die mit den BSE-Aufnahmen und EDX-Spektren abgeglichen werden können.

Sauerstoffgehalt und pH-Wert im Wasser deuten auf primäre Oxidationsreaktionen im Brunnen hin. Diese hydrochemischen Parameter dienen als zuverlässige Indikatoren der auftretenden Verockerung. Die Modellierung von Sättigungsindizes sowie die Darstellung der hydrochemischen Parameter im E_h-pH-Diagramm treffen annehmbare Voraussagen zur Fällung

von Eisenhydroxiden bzw. -oxiden. Die Veränderung der Eisenkonzentration im Wasser vor und nach dem Brunnen deutet ebenfalls auf eine Fällung von Eisen hin.

Durch die Zugabe von FeCl_2 und NaOH kommt es zur Lösung der Ionen Na^+ und Cl^- während des Experimentes. Diese Ionen beeinträchtigen die auftretende Verockerung nicht. Vielmehr sind die mittels EDX erfassten Natriumchloridausfällungen auf die Verdunstung des Systemwassers auf dem Filter nach Versuchsabschluss beim Trocknen zurückzuführen.

Die Eisenoxide bzw. -hydroxide fallen dahingegen aufgrund einer Übersättigung im Wasser aus. Anschließend adsorbieren sie an Partikeln aus Aluminium, Silizium und Kalzium auf der Polyethylenoberfläche der Filterelemente. Die dreidimensionalen Ablagerungen von Eisenoxiden- und hydroxiden deuten auf eine heterogene Oxidation von Eisen hin, die mit fortschreitender Verockerung als dominierende Reaktion stattfindet.

Die erfassten Filterrückstände schließen Ablagerungen aus Eisenoxiden bzw. -hydroxiden und Natriumchlorid ein. Daher kann anhand der gravimetrischen Beobachtungen keine eindeutige Aussage bezüglich der Bildung von Verockerungsablagerungen in Abhängigkeit der Zeit oder Temperatur getroffen werden.

Generell kann mit zunehmender Versuchsdauer eine geringe Abnahme des Systemdurchflusses festgestellt werden. Diese Minderung der hydraulischen Eigenschaften ist unabhängig von der Wassertemperatur.

Die optische Beurteilung der Filterelemente und BSE-Aufnahmen der Filter belegen allerdings eine vermehrte Ablagerung an Eisenhydroxiden und -oxiden mit zunehmender Temperatur im Brunnen. Mit steigender Wassertemperatur werden die eisenhaltigen Kristalle großflächiger und voluminöser. Zu einer Verstopfung der Porenräume kommt es in den betrachteten Zeiträumen nicht. Es gibt keinerlei Indiz auf die Abnahme der Filterdurchlässigkeit aufgrund von Verockerungserscheinungen bei PE-HMW-500.

Die Ablagerung von Eisenoxiden- bzw. hydroxiden findet primär an der Filterinnenseite statt. An der Filteraußenseite und in der Filtermatrix können Verockerungserscheinungen nur in geringem Maße festgestellt werden. Dies ist mit der Sauerstoffzufuhr im Brunneninnenraum zu begründen. Die Diffusion von Sauerstoff nimmt von innen nach außen bzw. oben nach unten im Brunnen ab. Folglich findet die Oxidation von Eisen hauptsächlich im oberen Abschnitt an der Brunneninnenwand statt.

Für die Anwendung im oberflächennahen geothermalen Bereich ist davon auszugehen, dass es mit zunehmender Betriebsdauer vor allem bei Grundwassertemperaturen oberhalb von 10°C und einer erhöhten Eisenkonzentration zu Verockerungserscheinungen an den porösen PE-Filterelementen kommen wird. Die hydraulischen Eigenschaften PE-HMW-500 werden aber erst bei extrem fortgeschrittenem Verockerungsgrad durch Verstopfung der Porenräume verändert.

Der Sauerstoffgehalt im Wasser hat einen starken Einfluss auf Fällung von Eisenoxiden und -hydroxiden. Daher sind im Brunnenbetrieb möglichst alle technischen Sauerstoffzutritte ins Brunnensystem zu vermeiden.

6. Zusammenfassung

In dieser Studie wurden unterschiedliche Filter und Filtersysteme auf ihre Tauglichkeit bezüglich oberflächennaher geothermischer Fragestellungen überprüft. Schwerpunkt der Untersuchungen stellt die hydraulische und mechanische Charakterisierung und Weiterentwicklung von porösen, hochdichten Polyethylen-Filterelementen (PE-HD) dar. Neben den hydraulischen und geotechnischen Anforderungen an Brunnen und Filter stehen hier die Alterungsprozesse des Brunnens sowie die damit verbundenen Eigenschaftsänderungen der Filter im Vordergrund, die durch Temperaturunterschiede im Heiz- und Kühlbetrieb auftreten.

6.1. Strukturelle Eigenschaften

Die Untersuchung der strukturellen Eigenschaften der Filterelemente kommt zu dem Ergebnis, dass sich die PE-HD-Filter eine hohe Porosität von 30 bis 40 % aufweisen (Tabelle 16). Die zum Vergleich herangezogenen PVC-U-Schlitzfilter haben dahingegen eine bis zu zehnfach geringere offene Fläche, was einer deutlich geringeren Porosität von 5 bis 10 % entspricht.

Die strukturellen Daten der untersuchten Filter, insbesondere die Porosität, weichen zwischen 20 bis 60 % vom arithmetischen Mittel ab (Abbildung 36). Dies betrifft vor allem die Filtertypen mit großen Öffnungsweiten. Diese Streuung ist dem Herstellungsprozess zuzuschreiben, der die variierenden strukturellen Eigenschaften der Filterelemente mit jeder Charge bestimmt. Diese Variation der Kennwerte spiegelt sich auch in den anderen untersuchten Eigenschaften wider.

Die Korngrößenverteilung des Rohstoffmaterials und die dreidimensionale Darstellung mittels Mikrocomputertomographie (μ CT) der PE-Filter deuten darauf hin, dass Partikel und Poren homogen in der Filtermatrix verteilt sind. Dies führt zu einer vernachlässigbaren geschlossenen Porosität und folglich einem hohen Anteil an hydraulisch effektiver Porosität.

Es zeigt sich anhand von Computertomographie und BSE-Aufnahmen (ESEM-EDX), dass die Polymergranulate an charakteristischen Sinterhälsen miteinander verschweißt sind und die sphärische Geometrie der PE-Körner während der Versinterung nicht verloren geht. Diese Befunde validieren die Qualität des Herstellungsprozesses der PE-Filterelemente.

Mit zunehmender Filterwandstärke der porösen Filterelemente nimmt die Porosität ab (Abbildung 38). Dies ist auf den individuellen Herstellungsprozess je nach Filterwandstärke zurückzuführen. So ist die mittlere Porosität dünnwandiger Filter mit 38 % (Wandstärke $r_A-r_I = 7,5$ mm) im Vergleich zu der von dickwandigen Filtern (Wandstärke $r_A-r_I = 22,5$ mm) mit 32 % auf 38 % deutlich größer.

Aufgrund der unterschiedlichen Porengrößen der Filtermaterialien können die PE-Filtertypen individuell auf die charakteristische Korngröße des Aquifermaterials angepasst werden. Die hohe effektive Porosität der PE-Filter stellt eine ideale Voraussetzung für die Filtration von Wässern für die Nutzung geothermischer Zwecke dar.

6.2. Mechanische Eigenschaften

Aus der Auswertung der mechanischen Untersuchungen wird deutlich, dass die porösen Filter PE-HD-200 die höchsten mechanischen Belastbarkeiten aufweisen (Tabelle 18, Tabelle 19, Tabelle 20). Dies ist auf die relativ geringe Porosität des Filtertyps zurückzuführen. Die Analyse der Festigkeit zeigt aber auch, dass die Druckfestigkeit nicht nur von der Porosität, sondern auch vom Filtermaterial abhängt (Abbildung 45). So nimmt die Festigkeit der porösen PE-Filter exponentiell in Abhängigkeit der Porosität und des Werkstoffs ab (Abbildung 46).

Die Ergebnisse der Experimente zum kritischen Beuldruck bestätigen, dass PE-HD-200-Filter als am belastbarsten angesehen werden können (Abbildung 41). Außerdem zeigt sich, dass die Filtergeometrie mit 125 mm Außendurchmesser und 7,5 mm Wandstärke die höchsten kritischen Beuldrücke aufweisen.

Da die mechanischen Eigenschaften der Filtertypen direkt von deren Struktur abhängen, variieren diese Kennwerte im gleichen Umfang wie die Porosität der Filter von Produktionscharge zu Produktionscharge (Abbildung 44).

Die geschlitzten PVC-Filterelemente weisen aufgrund ihres Werkstoffs eine höhere Festigkeit auf. Die Schlitzung der Filter reduziert die mechanischen Eigenschaften der Rohrelemente. Eine direkte Abhängigkeit der Festigkeit von der Porosität kann nicht festgestellt werden (Abbildung 45).

Die thermomechanische Analyse der Filtertypen ermöglicht eine temperaturabhängige Abschätzung der Filterfestigkeit mithilfe der Arrheniusgleichung im Anwendungsbereich von 10 bis 40 °C. Generell gilt: Die Festigkeit nimmt aufgrund des thermoplastischen Verhaltens der untersuchten Kunststoffe mit zunehmender Temperatur ab (Abbildung 47). Hinsichtlich der thermomechanischen Eigenschaften können die PE-Filter bezüglich einer geothermischen Anwendung bis zu einer Temperatur von 25 °C eingesetzt werden.

Die durch die Außendruckfestigkeit definierte maximale Einbautiefe reicht für die porösen PE-Filter aufgrund des nicht benötigten Einbaus von Schüttgütern bis zu 120 m. Folglich sind die Filtermaterialien im Falle geothermischer Anwendung maximalen Temperaturen von 20 °C ausgesetzt. Daher sind die porösen PE-HD-Filter aus mechanischer Perspektive ideal für den Einsatz in geothermischen Brunnenanlagen geeignet.

6.3. Hydraulische Eigenschaften

Die umfangreiche Laborkampagne mit etwa 1400 Einzelmessungen diente der Untersuchung der hydraulischen Eigenschaften der verschiedenen Filtertypen. Anhand der Ergebnisse können die Filter generell in zwei Gruppen gegliedert werden:

1. Die Durchströmung von PE-HMW-20 und PE-HMW-40 ist linear laminar (Abbildung 48). Diese Filtertypen sind geringfügig permeabel ($K = 3$ bzw. $6 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2$) (Tabelle 23). Mit steigender Filterporosität nehmen die Permeabilität sowie die Reynoldszahl des Strömungsregimes zu (Abbildung 49a).

-
2. Die Versuche mit den Filtertypen mit Poren-oder Schlitzweite $\geq 200\text{ }\mu\text{m}$ zeigen ein nichtlinear laminares Strömungsregime (Abbildung 48). Die Permeabilität dieser Filtertypen beträgt etwa $1\cdot 10^{-10}\text{ m}^2$ (Tabelle 23). Mit zunehmender Filterporosität wird das Strömungsverhalten im Filternahbereich zunehmend laminar (Abbildung 49a, b).

Filterverstärkungen, wie z. B. innenliegende Stützgitter, welche die mechanischen Eigenschaften verbessern, aber die hydraulischen Eigenschaften nicht nachteilig beeinflussen, stellen eine vielversprechende Strategie zur Produktweiterentwicklung der Polyethylenfilter dar (Tabelle 26).

In Tabelle 25 ist die Durchlässigkeit von porösen Filtern mit unterschiedlichen Filterwandstärken dargestellt. Für alle PE-Filtertypen gilt, dass die Filterwandstärke keinen Einfluss auf die Durchlässigkeit der Brunnenfilter hat. Folglich können auch dickwandige PE-Filter (mit erhöhter mechanischer Belastbarkeit) ohne Verminderung der hydraulischen Filtereigenschaften in tiefen Brunnen eingesetzt werden.

Die Beobachtungen zur Filterdurchlässigkeit in Abhängigkeit der Wassertemperatur bzw. Fluidmineralisierung legen den Schluss nahe, dass die hydraulischen Filtereigenschaften beim Einsatz mit Temperatur bis $40\text{ }^{\circ}\text{C}$ und Mineralisierung von bis zu $900\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ nicht herabgesetzt werden. Daher können die untersuchten Filtertypen aus hydraulischer Sicht für die geothermische Anwendung empfohlen werden.

6.4. Alterationsverhalten

Die Analyse des Alterationsverhaltens von Brunnenfiltern ist für die Beurteilung der geothermischen Nutzung der Filterelemente wesentlich. Neben Langzeituntersuchungen im Feld wurden zusätzlich neue, komplexe Versuchsstände im Labor entwickelt, an denen Versinterungs- sowie Verockerungserscheinungen an Brunnenfilterelementen abgebildet werden können. Die experimentellen Ergebnisse wurden mittels einer hydrochemischen Modellierung ergänzt und abgeglichen. Die vielfältigen Ergebnisse ermöglichen eine ganzheitliche Beurteilung des Alterationsverhaltens der unterschiedlichen Filtertypen unter variierenden hydrochemischen sowie thermophysikalischen Bedingungen.

Aus dem Vergleich der PVC- und PE-Filtertypen im Testfeld bei Aschaffenburg lässt sich ableiten, dass nicht nur die porösen PE-Filterelemente für Alteration anfällig sind, sondern dies in gleichem Maße auch für PVC-U Schlitzfilter zutrifft.

Die Befunde legen den Schluss nahe, dass es bei der Inkrustation der porösen PE-Filtertypen zu unterschiedlichem Kristallwachstum neigen. Dies kann auf die unterschiedlichen Porengrößen und Polyethylentypen der Filter zurückgeführt werden. So kommt es bei PE-HMW-40 in den kleinen Porenräumen zu erhöhter Kristallbildung. Bei dem extrem unpolaren Filtermaterial PE-UHMW wachsen die Kristalle nicht direkt auf der Kunststoffoberfläche, sondern direkt in den Porenräumen. Dies führt zu einer beschleunigten Verstopfung der Poren, die in einer Abnahme der Filterdurchlässigkeit resultiert (Abbildung 75, Abbildung 85).

PE-HD-200 und PE-HMW-500 zeigen eine geringere Anfälligkeit für Alterationserscheinungen. Dies ist zum einen durch das nichtlinear laminare Strömungsverhalten in den großen Porenkanälen im Filter begründet (Abbildung 48). Die Fließgeschwindigkeit in den Porenräumen ist zu hoch, so dass die Kristallbildung hier unterbunden wird. Zudem können

nur auf den Oberflächen von PE-HD und PE-HMW metallhaltige Nanopartikel detektiert werden (Abbildung 79, Abbildung 98). Durch die Adsorption von gefällten Mineralen an diesen Nanopartikeln (Abbildung 98, Abbildung 104) kommt es zur Inkrustationsbildung aus Kalzit und Eisenoxiden bzw. -hydroxiden auf der Kunststoffoberfläche der Filtertypen PE-HD-200 und PE-HMW-500 (Abbildung 69, Abbildung 84, Abbildung 110).

Alle Experimente in Feld und Labor belegen außerdem, dass es vermehrt zur Alteration an der Filterinnenwand der PE-Filter kommt. In der Filtermatrix und an der Filteraußenwand sind die Ablagerungen abgeschwächt. Da die Filterinnenseite bei Sanierungsmaßnahmen am einfachsten regeneriert werden kann, ist dieser Effekt von Vorteil für den langlebigen Einsatz der Brunnenfilter.

Generell kann aus den Experimenten geschlossen werden, dass eine breit aufgestellte Untersuchung bestehend aus ESEM-EDX, hydrochemischen Analysen und hydraulischen Untersuchungen ein ganzheitliches Bild über das Ausmaß und die Art der Inkrustationsbildungen an und in porösen PE-HD-Filterelementen und deren hydraulische Auswirkungen gibt. Mit zunehmender Wassertemperatur und -mineralisierung wird die Kristallbildung verstärkt. Je kleiner die Porenräume, umso höher das Alterationspotenzial. Sauerstoffgehalt, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit des strömenden Fluids sind Parameter, die entscheidend für die Fällung von Mineralen im Brunnennahbereich und am Brunnenfilter sind. Daher ist bei der Planung eines geothermischen Brunnens eine hydrochemische Beurteilung der Wässer zur Abschätzung des Alterationsverhaltens ein unverzichtbarer Bestandteil.

Für die Nutzung in oberflächennahen geothermalen Brunnenanlagen gilt: Mit zunehmender Betriebsdauer bei Grundwassertemperaturen oberhalb von 10 °C ist davon auszugehen, dass es zu Alterationserscheinungen an den porösen PE-Filterelementen kommen wird. Die hydraulischen Eigenschaften des porösen PE-Filters werden aber erst bei extrem fortgeschrittenem Inkrustationsgrad entscheidend verändert. Daher können die Filter ohne Einschränkungen in schwach mineralisierten Wässern bei Temperaturen bis 20 °C in geothermischen Brunnen eingesetzt werden.

6.5. Diskussion

Die Ergebnisse, die im Rahmen dieser Studie erhoben wurden, sind schwer mit Daten aus der Literatur zu vergleichen. Dies liegt vor allem daran, dass die Eigenschaften poröser Polyethylenfilter nur in geringem Maße erforscht sind.

Der Vergleich der Daten mit den Erkenntnissen von Zhang et al. (2012) bestätigt die Ergebnisse aus struktureller und mechanischer Analyse der porösen Polyethylenfilter: So variiert die Filterporosität der dort untersuchten mikroporösen PE-UHWM-Filter zwischen 25 und 34 %. Die einaxiale Druckfestigkeit der Filterelemente reicht von 5 bis 12 MPa. Genau wie bei den in dieser Studie erhobenen Daten basieren die Unterschiede der mechanischen Belastbarkeit auf verschiedenen Sinterbedingungen und Polyethylentypen sowie variierender Filterporosität.

Die nach Nold (1989) gewonnenen Daten zum kritischen Beuldruck von PVC-Schlitzfiltern bestätigen, dass die Festigkeit dieser Filtertypen die von porösen Polyethylenfiltern überragt:

Bei einer Nennweite von 200 mm sowie Wandstärken zwischen 3 und 6 mm beträgt der kritischer Außendruck 12 bis 61 bar. Diese Werte entsprechen einem Vielfachen der hier erhobenen Daten für poröse Polyethylenfilter.

Die hydraulischen Eigenschaften von Brunnenfiltern wurden in der Vergangenheit vor allem von Klotz quantifiziert. Laut einer Studie aus 1997 ist die Filterdurchlässigkeit bei Durchströmung mit 10 °C warmem Wasser für PVC-Schlitzfilter wie folgt festgelegt:

Nennweite [mm]	Schlitzweite [mm]	k_f -Wert [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$]
100	0,3	2,2E-3
100	0,5	2,7E-3
100	0,75	4,4E-3

Diese Kennwerte sind um eine Größenordnung höher als die in dieser Arbeit ermittelten Durchlässigkeiten von PVC-Schlitzfiltern. In einer weiteren Untersuchung an geschlitzten Stahlfiltern zeigt Klotz (1969), dass die Filterdurchlässigkeit mit zunehmender offener Filterfläche ansteigt. Sing & Shakya (1989) beschreibt denselben Zusammenhang bei variierender offener Filterfläche von 1,7 bis 28 %. Für die porösen Polyethylenfilter kann diese Abhängigkeit der Filterdurchlässigkeit von der offenen Filterfläche allerdings nicht festgestellt werden.

Die in der Vergangenheit publizierten Durchlässigkeiten der porösen PE-Filtertypen (Sass, 1994; Heidenreich & Walch, 2012) werden in dieser Studie geringfügig korrigiert. Die Zuverlässigkeit der hier vorgestellten Ergebnisse wird durch die hohe Anzahl und geringe Streuung der Daten gestützt.

Die vorgestellten Ergebnisse zum Alterationsverhalten von Brunnenfilter können nicht mit Befunden aus der Literatur abgeglichen werden, da es bisher keine weiteren Studien zu dieser Fragestellung gegeben hat.

7. Schlussfolgerungen und Ausblick

Nach Beurteilung der geotechnischen und hydraulischen Eigenschaften sowie dem Alterationsverhalten sind alle makroporösen PE-HD-Filtertypen (insbesondere PE-HD-200) in Schluck- bzw. Entnahmebrunnen für den oberflächennahen geothermischen Einsatz bei typischen Grundwasserbedingungen ($T \sim 10^\circ\text{C}$) geeignet. Die feinporigen Filter PE-HMW-20 und PE-HMW-40 sollten aufgrund der verringerten Permeabilität und erhöhten Sensitivität gegenüber Alterungserscheinungen nur in niedrigmineralisierten Grundwasserleitern mit geringer Durchlässigkeit eingesetzt werden.

Aus den Befunden zur Alteration ergeben sich neue Erkenntnisse über die Bildung von Inkrustationen auf und in porösen Polyethylenbrunnenfiltern. Auf der Polymeroberfläche der Filter aus PE-HD und PE-HMW finden sich metallhaltige Nanopartikel wieder. Die Herkunft dieser Partikel kann im Rahmen dieser Arbeit nicht erklärt werden. Daher sollte die Ursache in einer werkstofftechnischen Analyse der verschiedenen Polyethylentypen ermittelt werden. Wie die ESEM-EDX-Analyse zeigt, kommt es zur Adsorption gefällter Minerale an diesen Partikeln, die als heterogene Kristallisationskeime dienen. Mit sich weiter entwickelnder Alteration wachsen die Kristalle homogen auf den bereits adsorbierten Ausfällungen.

Auf der Oberfläche der Filter aus PE-UHMW sind keine Nanopartikel zu finden. Hier kommt es in den kleinen Porenräumen zwischen 20 und 40 μm zur Kristallisation von Mineralen.

Daraus kann gefolgert werden, dass die Art des Polyethylens sowie die Porengröße entscheidend ist, ob es zur Kristallisation auf der Kunststoffoberfläche oder im Porenraum kommt. Dies ist maßgebend für Beeinträchtigung der hydraulischen Filtereigenschaften.

Eine ganzheitliche Untersuchung zur Alteration aller Filtertypen war im Rahmen dieses Projektes aus zeitlichen Gründen allerdings nicht möglich. Daher sind die neu gewonnenen Erkenntnisse in weiteren Experimenten zu validieren. Außerdem würden röntgendiffraktometrische bzw. computertomographische Analysen und Modellierungen der Alterationserscheinungen an Brunnenfiltern maßgebliche Erkenntnisse über die Art und das Ausmaß der Inkrustationen sowie deren Auswirkung auf das hydraulische Filterverhalten geben.

Eine ergänzende Studie zur Reinigung bzw. Regenerierung der Brunnenfilter ist wünschenswert. Diese Maßnahmen sind bei den zwangsläufig entstehenden Alterationserscheinungen in und an den Brunnenfiltern notwendig.

Alle gewonnenen Befunde sind trotz großer Datenmengen durch ihre Heterogenität gekennzeichnet. Dies basiert vor allem auf den strukturellen Filtereigenschaften, die mit dem hydraulischen und mechanischen Filtercharakter eng und direkt verknüpft sind. Die Optimierung des Herstellungsprozesses, mit dem Ziel der Homogenisierung der Filterstruktur, würde daher zur Verbesserung der Prognose hydraulischer bzw. mechanischer Eigenschaften der porösen PE-Filtertypen maßgeblich beitragen. Auch eine detaillierte Analyse zum Einfluss von Filterwandstärke bzw. Filterverstärkungen, die die mechanischen Eigenschaften verbessern, ist sinnvoll. So kann das Potenzial dieser innovativen PE-Filter weiter gesteigert werden.

Wie die Befunde der mechanischen Analyse ergeben, hängt die Belastbarkeit der Filter vom Filtermaterial (insbesondere dem Molekulargewicht), der Filterporosität aber auch der Sinterzeit und –temperatur ab. Zur Optimierung der mechanischen Filtereigenschaften ist daher eine Studie in Bezug auf die vier genannten Parameter zu empfehlen.

Die porösen Polyethylenfilter wurden ansatzweise mittels Computertomographie untersucht. Diese Methode stellt viele Möglichkeiten dar, bei der nicht nur das Alterationsverhalten, sondern auch die strukturellen und hydraulischen Filtereigenschaften ausführlich charakterisiert werden können.

Die hier vorgestellte Studie ist wegweisend für ingenieurtechnische Fragestellungen zum Einsatz von porösen Polyethylenfiltern in Brunnenanlagen. Der frei gewählte Vergleich mit PVC-Schlitzfiltern ist jedoch unvollständig. Eine allumfassende Untersuchung mit dem Vergleich jeglicher Kunststoffbrunnenfilter ist in Zukunft wünschenswert.

Die speziell entwickelten Filtertypen stellen einen ökologisch und ökonomisch wichtigen Beitrag zur Verbreitung von offenen energieeffizienten Systemen zum Heizen und Kühlen von Gebäuden dar. Dies liegt zum einen an der Verwendung des gesundheitlich unbedenklichen Werkstoff Polyethylen. Andererseits ermöglicht die poröse Struktur der PE-HD-Filter den Verzicht von Einbaumaterialien wie z.B. Filterkies oder Glaskugeln bei der Installation von Brunnen und reduziert somit die Baukosten erheblich und ermöglicht zudem tiefere Einbaulängen von Brunnen. Der direkte Vergleich mit den derzeit konventionell eingesetzten PVC-U-Schlitzfiltern lässt erkennen, dass die speziell entwickelten porösen PE-HD-Filtern weder in mechanischen noch hydraulischen Eigenschaften nennenswert unterlegen sind.

Folglich ist es im Rahmen dieses Forschungsprojektes gelungen, einen Beitrag zur Optimierung von geothermalen oberflächennahen Brunnenanlagen und der damit verbundenen Reduzierung von Wartungs- und Betriebskosten zu leisten. Die neu entwickelten Brunnenfilter können dabei in der direkten, oberflächennahen Geothermie zur breiteren, ökonomisch und ökologisch sinnvollen Nutzung dieser regenerativen Technik führen.

Literaturverzeichnis

- Abts, G. (2014). *Kunststoff-Wissen für Einsteiger*. München: Carl Hanser.
- Arbeitsgemeinschaft Druckbehälter (2006). 2000-Merkblatt B 6. *Cylindrical shells subjected to external overpressure*. Berlin: Beuth.
- American Petroleum Institute (1985). *Casing, tubing, drill pipe and line pipe properties*. API Bulletin 5C3,(4), Washington D.C.
- Bahadir, M., Parlar, H., & Spiteller, M. (2000). *Springer Umweltlexikon*. Heidelberg Berlin New York: Springer.
- Balshin, M.Y. (1949). Relation of mechanical properties of powder metals and their porosity and the ultimate properties of porous-metal ceramic materials. *Dokl. Akad. Nauk SSSR*, 67, 5, 831-834.
- Baur, E., Brinkmann, S., Osswald, T., Rudolph, N., Schmachtenberg, E. (2013). *Kunststoff-Taschenbuch*. Hanser, München.
- Bear, J. (1972). *Dynamics of fluids in porous media*. New York: Dover.
- Beer, A. (1852). Bestimmung der Absorption des rothen Lichts in farbigen Flüssigkeiten. *Annalen der Physik und Chemie*, 78-88.
- Beger, H. (1937). Die Eisenbakterien in Wasserversorgungsanlagen und ihre praktische Bedeutung. *gwf Gas und Wasserfach*, 80(50), 886-889.
- Bertani, R. (2016). Geothermal power generation in the world 2010–2014 update report. *Geothermics*, 60, 31-43.
- Bieske, E. (1997). *Bohrbrunnen* (8. Ausg.). Deutscher Industrieverlag.
- Blake, F. C. (1922). The resistance of packing to fluid flow. *Transactions of the American Institute of Chemical Engineers*, 14, 415-421.
- Blum, P., Camillo, G., Munch, M., & Kölbel, T. (2010). CO₂ savings of ground source heat pump systems - a regional analysis. *Renewable Energy*, 122-127.
- Blume, H., Brümmer, G.W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel, Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K. & Wilke, B. (2010). *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde*. Heidelberg Berlin: Springer.
- Borgia, A., Pruess, K., Kneafsey, T.J., Oldenburg, C.M. & Pan, L. (2012). Numerical simulation of salt precipitation in the fractures of a CO₂-enhanced geothermal system. *Geothermics*, 44, 13-22.
- Bozena, A. (2013). *Polymere*. Wiesbaden: Vieweg+Teubner.
- Bragg, W.H. & Bragg W.L. (1913). The reflection of x-rays by crystals. *Proceedings of the royal society A*, 88, 605, 428-438.
- Brovarone, C.V., Verné, E. & Appendino, P. (2006). Macroporous bioactive glass-ceramic scaffolds for tissue engineering. *J. Mater. Sci: Mater Med*, 17, 1069-1078.

-
- Bundesministerium für Justiz und Verbraucherschutz (BMJV). (2001). Verordnung über Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch.
- Burcharth, H. F. (1995). On the one-dimensional steady and unsteady porous flow equations. *Coastal Engineering*, 24(3-4), 233-257.
- Burke, S. P. (1928). Gas flow through packed columns. *Industrial & Engineering Chemistry*, 20(11), 1196-1200.
- Carman, P. C. (1937). Fluid flow through granular beds. *Transactions of the Institution of Chemical Engineers*, 15, 150-166.
- Chandler, J. (1964). The effect of superstauration and flow conditions on the initiation of scale formation. *Trans IChemE*, 42, 24.
- Chapelle, F. (1993). *Groundwater microbiology and Geochemistry*. New York: Wiley.
- Chapuis, R. P. (2003). On the use of the Kozeny-Carman equation to predict the hydraulic conductivity of soils. *Canadian Geotechnical Journal*, 40(3), 616-628.
- Chen, X., Wu, S. & Zhou, J. (2013). Influence of porosity on compressive and tensile strength of cement mortar, *Construction and Building Materials*. 40, 869-874.
- Chhabra, R. P. (2007). *Bubbles, drops, and particles in non-Newtonian fluids*. Boca Raton: Taylor & Francis.
- Clark, L., & Turner, P. (1983). Experiments to Assess the Hydraulic Efficiency of Well Screens. *Groundwater*, 21(3), 270-281.
- Coelho, M. C., & Harnby, N. (1978). Moisture Bonding in Powders. *Powder Technology*, 20, 201-205.
- Comiti, J., Sabiri, N. E., & Montillet, A. (2000). xperimental characterization of flow regimes in various porous media - III: limit of Darcy's or creeping flow regime for Newtonian and purely viscous non-Newtonian fluids. *Chemical Engineering Science*, 55(15), 3057-3061.
- Cornell, R., & Schwertmann, U. (2003). *The Iron Oxides: Structure, Properties, Reactions, Occurences and Uses*. Weinheim: Wiley-VCH.
- Cullimore, R. (1999). *Microbiology of well biofouling*. Boca Raton: CRC Press.
- Darcy, H. (1856). *Les fontaines publiques de la ville de Dijon*. Paris: Dalmont.
- Davison, W., & Seed, G. (1983). The kinetics of the oxidation of ferrous iron in synthetic and natural waters. *Geochemica et Cosmochimica*, 47, 67-79.
- Domininghaus, H. (2008). *Kunststoffe*. Berlin Heidelberg: Springer- Verlag.
- Dowlatabadi, H., & Hanova, J. (2007). Strategic GHG reduction through the use of ground. *Environ Res Lett*, 1-8.

-
- Drehlich, J., & Miller, J. (1995). A critical review of wetting and adhesion phenomena in the preparation of polymer-mineral composites. *Mineral and Metallurgical Processing*, 197-204.
- Drever, J.I. (2005). Surface and Groundwater, Weathering, and Soils. *Treatise on Geochemistry* 5. Oxford, Elsevier.
- Duckworth, W. (1953). Discussion of Ryshkewitch Paper. *Journal of the American Ceramic Society*, 36(2).
- DVGW. (2005). Arbeitsblatt W 118. *Bemessung von Vertikalfilterbrunnen*. Bonn.
- DVGW. (2007). Arbeitsblatt W 130. *Brunnenregenerierung*. Bonn.
- Edidin, A. & Kurtz, S. (2000). Influence of Mechanical Behavior on the Wear of 4 Clinically Relevant Polymeric Biomaterials in a Hip Simulator. *Journal of Anthroplasty*, 15(3), 321-331.
- Ehrenstein, G. (2011). *Polymer Werkstoffe*. München: Carl Hanser.
- Elias, H.-G. (2001). *Industrielle Polymere und Synthesen*. Wiley, Weinheim.
- Emmanuel, S., Ague, J.J. & Walderhaug, O. (2010). Interfacial energy effects and the evolution of pore size distribution during quartz precipitation in sandstone. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74, 3539-3552.
- Etzler, F.M. & Sanderson, M.S. (1995). Particle size analysis: a comparative study of various methods. *Part. Part. Syst. Charact.*, 12, 217-224.
- Eyerer, P., Hirth, T., & Elsner, P. (2008). *Polymer Engineering*. Berlin Heidelberg: Springer.
- Forchheimer, P. (1901). Wasserbewegung durch Boden. *Zeitschrift des Vereins deutscher Ingenieure*, 45, 1782–1788.
- Fourar, M., Radilla, G., Lenormand, R., & Moyne, C. (2004). On the non-linear behavior of a laminar single-phase flow through two and three-dimensional porous media. *Advances in Water Re-sources*, 27(6), 669-677.
- Freeze, R. A. (1979). *Groundwater*. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall.
- Ghosh, M.M. (1974) Oxygenation of ferrous iron in highly buffered waters. In: Rubin, A.J. (Ed.) *Aqueous environmental chemistry of metals*. Ann Arbor Sci., 193-217.
- Gottstein, G. (2014). *Materialwissenschaft und Werkstofftechnik: Physikalische Grundlagen*. Heidelberg: Springer Vieweg.
- Hambir, S., & Jog, J. (2000). Sintering of ultra high molecular weight polyethylene. *Bull. Mater. Sci.*, 23(3), 221-226.
- Hancke, K. (1998). *Wasseraufbereitung - Chemie und chemische Verfahrenstechnik*. Trier: Springer-Verlag.
- Hässelbarth, U., & Lüdemann, D. (1974). Die biologische Verockerung von Brunnen durch Massenentwicklung von Eisen- und Manganbakterien. *bbr*, 18(10/11).

-
- Hasselman, D.P.(1969). Griffith flaws and the effect on porosity on tensile strength of brittle ceramics, *J. Am. Ceram. Soc.*, 52, 457.
- Hayes, R. E., Afacan, A., & Boulanger, B. (1995). An equation of motion for an incompressible Newtonian fluid in a packed bed. *Transport in Porous Media*(18(2)), 185-198.
- Hedges, L.O. & Whitlam, S. (2012). Patterning a surface so as to speed nucleation from solution. *Soft Matter*, 8, 8624-8635.
- Heidenreich, S. & Walch, A. (2012). Brunnenfilterrohre aus gesintertem porösen HDPE, *bbr-Fachmagazin für Wasser und Leitungstiefbau*, 09/2012, 37-41.
- Hellerich, W., Harsch, G., & Baur, E. (2010). *Werkstoffführer Kunststoffe*. München: Carl Hanser.
- Henkel, S., Weidner, C., Roger, S. S., Rüde, T., Klauder, W., & Vinzelberg, G. (2012). Untersuchung der Verockerungsneigung von Vertikalfilterbrunnen im Modelversuch. *Grundwasser*, 17, 157-169.
- Hiltmann, W., & Stribny, B. (1998). *Handbuck zur Erkung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. Tonmineralogie und Bodenphysik. Band 5*. Heidelberg Berlin: Springer.
- Hlushkou, D. &. (2006). Transition from creeping via viscous-inertial to turbulent flow in fixed beds. *Journal of Chromatography A*, 1126(1-2), 70-85.
- Holländer, H., Boochs, P., Billib, M., & Panda, S. (2005). Labor-Säulenversuche zur Untersuchung von Clogging-Effekten im Grundwasserleiter - Einfluss von physikalischen An- und Ablagerungen, Gasblasen und biologischer Aktivität. *Grundwasser*, 4, 205-215.
- Hölting, B., & Coldewey, W. (2012). *Hydrogeologie*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Hornbogen, E., & Warlimont, H. (2006). *Metalle*. Heidelberg, Berlin, New York: Springer.
- Houben, G. (2003). Iron oxide incrustations in wells. Part 1: genesis, mineralog, and Geochemistry. *Appield Geochemistry*, 18, 927-939.
- Houben, G. (2003). Iron oxide incrustations in wells. Part 2: chemical dissolution and modelling. *Applied Geochemistry*, 18, 941-954.
- Houben, G. (2004). Modeling the Buildup of Iron Oxide Encrustations in Wells. *Groundwater*, 42(1), 78-82.
- Houben, G. (2006). The Influence of Well Hydraulics on the Spatial Distribution of Well Incrustations. *Groundwater*, 44(5), 668-675.
- Houben, G., & Treskatis, C. (2003). *Regenerierung und Sanierung von Brunnen*. München: Oldenbourg Industrieverlag.
- Houben, G., Merten, S., & Treskatis, C. (1999). Entstehung, Aufbau und Alterung von Brunneninkrustationen. *bbr, Wasser und Rohrbau*, 50(10), 29-35.
- Hove, M., van Hille, R.P. & Lewis, A.E. (2008) Mechanisms of formation of iron precipitates from ferrous solutions at high and low pH. *Chem. Eng. Sci.* 63 (6), 1626-1635.

-
- <http://www.micromeritics.com>, (01. 09 2011)
- <http://particle.dk/wp-content/uploads/2012/07/laser-diffraction-particle-size-detektor.jpg>, (10.02.2016)
- Hubbert, M. K. (1956). Darcy's law and the field equations of the flow of underground fluids. *AIME Petroleum Transactions*, 207, S. 222-239.
- Huisman, L. (1972). *Groundwater Recovery and recharge (Civil Engineering Hydraulics)*. London: Macmillan Interactive Publishing.
- Hünerberg, K. (1966). Brunnenalterung und ihre Bekämpfung. *bbr- Fachmagazin Wasser Leitungstiefbau*, 11, 455-461.
- Huttrer, G. W. (2001). The status of world geothermal power. *Geothermics* 30, 1-27.
- Ivarson, K., & Sojak, M. (1978). Microorganisms and ochre deposition in field drains of Ontario. *Can.J.Soil. Sci.*, 58(1), 1-17.
- Jacob, C. (1947). Drawdown test to determine effective radius of artesian well. *Transactions of the ASCE*, 1047-1064.
- Jacobasch, H.-J. (1978). Microgravimetrische Gassorptionsmessungen an Faserstoffen. *Faserforschung und Textiltechnik*, 29, 184-189.
- Jones, A.M., Griffin, P.J., Collins, R.N. & Waite, T.D. (2014) Ferrous iron oxidation under acidic conditions– The effect of ferric oxide surfaces. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 145, 1-12.
- Jung, H., & Um, W. (2013). Experimental study of potential wellbore cement carbonation by various phases of carbon dioxide during geologic carbon sequestration. *Applied Geochemistry*, 35, 161-172.
- Ketcham, R. A., & Carlson, W. D. (2001). Acquisition, optimization and interpretation of x-ray computed tomographic imagery: applications to the geosciences. *Computers & Geosciences*, 27, 381-400.
- Klammler, H., Nemer, B., & Hatfield, K. (2014). Effect of injection screen slot geometry on hydraulic conductivity tests. *Journal of Hydrology*, 511, 190-198.
- Klauder, W. S. (2010). Experimentelle Untersuchung der Anströmung von Vertikalfilterbrunnen. Dissertation, Aachen: RWTH Aachen.
- Klotz, D. (1975). Hydraulische Eigenschaften handelsüblicher Brunnenfilterrohre. *Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften*, 126, 411-421.
- Klotz, D. (1997). Hydraulische Eigenschaften ausgebaute Bohrungen-Teil 1: Durchlässigkeit handelsüblicher Brunnenfilterrohre. *bbr, Wasser und Rohrbau*, 48(4), 37-39.
- Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB), Dept. of Earth Sciences, Section Hydrogeology, Free University Berlin (FUB), Dept. Environmental Technology, Section Microbial Ecology, Technical University Berlin (TUB), Kiwa Water Research, Dept. Geohydrology (KWR) & Environmental Technology Dr. Bartetzko Ltd (UWT) (2011). *Extended*

summary of the results and conclusions of the preparatory phase of the WellMa project [WellMa1: Nov. 07 -Dec. 08], Projektbericht, 41 S.,
http://www.kompetenzwasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/WellMa/20111116_WELLMa1_Extended_summary_en_v2.pdf

- Konhauser, K. (1998). Diversity of bacterial iron biomineralization. *Earth-Sci. Rev.*, 43, 91-121.
- Kozeny, J. (1927). Über Grundwasserbewegung. *Wasserkraft und Wasserwirtschaft*, 22(5), 67-70.
- Krems, G. (1980). Brunnenalterung und Regenerierung. *Brunnenalterung: Theorie und Praxis, Regenierungsmöglichkeiten. Schriftenreihe WAR, Disseration, TU Darmstadt.*
- Kumar, R. and Bhattacharjee, B. (2003) Porosity, pore size distribution and in situ strength of concrete, *Cement and Concrete Research*, 33, 155-164.
- Larroque, F., & Francesci, M. (2011). Impact och chemical clogging on de-watering well productivity: numerical assessment. *Environ Earth Sci*, 64, 119-131.
- Lechner, M. (2005). Polymers. In W. Martienssen, & H. Warlimont, *Springer Handbook of Condensed Matter and Materials* (S. 477-522). Berlin Heidelberg: Springer.
- Li, L., Benson, C., & Lawson, E. (2006). Modeling porosity reductions caused by fouling in contiuous-wall permeable reactive barriers. *Journal of Contaminant Hydrology*, 83, 89-121.
- Lindquist, E. (1933). On the flow of water through porous soil. *1er Congrès des Grands Barrages*, 81-101.
- Liu, S., Masliyah, & J.H. (1996). Single fluid flow in porous soil. In *Chemical Engineering Communications*, 653-732.
- Ludewig, M. (1967). Untersuchungen über die Gültigkeitsgrenzen des Darcyschen Gesetzes bei Sanden und Kiesen. *Wissenschaftliche Zeitschrift der Hochschule für Bauwesen Leipzig*, 3, 151-164.
- Lund, J.W. & Boyd, T.L. (2016). Direct utilization of geothermal energy 2015 worldwide review. *Geothermics*, 60, 66-93.
- Lund, J. W., Freeston, D. H., & Boyd, T. L. (2011). Direct utilization of geothermal energy 2010 worldwide review. *Geothermics*, 40(3), 159-180.
- Ma, G., & Chai, Q. H. (2004). Characteristics of an improved heat-pump cycle for cold regions. *Applied Energy*, 235-247.
- Mathias, S. A., Butler, A. P., & Zhan, H. B. (2008). Approximate solutions for Forchheimer flow to a well. *Journal of Hydraulic Engineering – ASCE*, 134(9), 1318-1325.
- Mei, C. C. & Auriault, J.L. (1991). he effect of weak inertia on flow through a porous medium. *Journal of Fluid Mechanics*, 222, 647-663.
- Merkel, B., & Planer-Friedrich, B. (2008). *Grundwasserchemie*. Berlin Heidelberg: Springer.

-
- Michler, G. (1992). *Kunststoff-Mikromechanik: Morphologie, Deformations- und Bruchmechanismen*. München, Wien: Carl Hanser.
- Mielke, P. (2007). *Hydraulische Eigenschaften von PE-HD Brunnenfiltern*. Darmstadt: TU Darmstadt.
- Millero, F.J., Sotolongo, S. & Izaguirre, M. (1987) The oxidation kinetics of Fe(II) in seawater. *Geochim.Cosmochim. Acta* 51 (4), 793-801.
- Millero, F.J. (1985) The effect of ionic interactions on the oxidation of metals in natural waters. *Geochim.Cosmochim. Acta* 49 (2), 547-553.
- Morel, F.M.M. & Hering, J.G. (1993) *Principles and Applications of Aquatic Chemistry*. Wiley-Interscience, New York.
- Morgan, B., & Lahav, O. (2007). The effect of pH on the kinetics of spontaneous Fe(II) oxidation by O₂ in aqueous solution - basic principles and a simple heuristic description. *Chemosphere*, 68, 2080-2084.
- Nagy, I. V. (1961). Untersuchungen über den Gültigkeitsbereich des Gesetzes von Darcy. *Österreichische Wasserwirtschaft: OeWW*, 13(12), 281-287.
- Nemeth, E. (2003). *Triboelektrische Aufladung von Kunststoffen*. Dissertation, Freiberg: Technischen Universität Bergakademie Freiberg.
- Niehues, B. (1999). DVGW- Umfrage Brunnenregenerierung. *Friedrichshafener Brunnenbautage*, 2, 171-185.
- Nold, J.F. (1989). *Nold- Brunnenfilterbuch* (2. Ausg.). Stockstadt: J.F.Nold GmbH&Co.KG.
- Normausschuss. (1998). DIN 18130-1: *Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes, Teil 1: Laborversuche*. Berlin: Beuth Verlag.
- Normausschuss. (2003). DIN EN ISO 604: *Kunststoffe - Bestimmung von Druckeigenschaften*. Berlin: Beuth Verlag.
- Normausschuss. (2008). DIN EN ISO 291: *Kunststoffe - Normalklimate für Konditionierung und Prüfung*. Berlin: Beuth Verlag.
- Normausschuss. (2008). DIN 51418-1. *Röntgenspektralanalyse- Röntgenemissions. und Röntgenfluoreszenz-Analys (RFA)*. Berlin: Beuth Verlag.
- Normausschuss. (2012). DIN EN ISO 527-1: *Kunststoffe- Bestimmung der Zugeigenschaften-Teil 1: Allgemeine Grundsätze*. Berlin: Beuth Verlag.
- Normausschuss. (2014). DIN 4925-1: *Filter- und Vollwandrohre aus weichmacherfreiem Polyvinylchlorid (PVC-U) für Brunnen- Teil 1: DN 35 bis DN mit Rohrgewinde*. Berlin: Beuth Verlag.
- Okumbo, T., & Matsumoto, J. (1982). Biological Clogging of Sand and Changes of Organic Constituents During Artificial Recharge. *Water Res.*, 17(7), 813-821.
- Omer, A. M. (2008). Ground-source heat pumps systems and applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 344-371.

-
- Optics, P. E. (1996). *Environmental Scanning Electron Microscopy*. Eindhoven: Robert Johnson Associates.
- Pal, K., Bag, S. & Pal, S. (2008). Development of porous ultra high molecular weight polyethylene scaffolds for the fabrication of orbital implant, *J Porous Mater*, 18, 53-59.
- Pall Filtersystems GmbH & Institut für Angewandte Geowissenschaften (2015). Entwicklung von ökologisch vorteilhaften, wartungsarmen Kunststoff (HDPE)-Filterelementen für oberflächennahe geothermische Brunnenanlagen, Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt, gefördert unter dem AZ: 28789 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, 77 S., <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-28789.pdf>.
- Planck, M. (1900). Zur Theorie des Gesetzes der Energieverteilung im Normalspectrum. *Verhandlungen der Deutschen physikalischen Gesellschaft*, 245 S.
- PlasticsEurope, M. R. (2015). *Plastics- The Facts 2014/2015-An analysis of European plastic production, demand and waste data*. Brüssel: PlasticsEurope.
- Plummer, L.N., Wigley, T. & Parkhurst, D.L. (1978). The kinetics of calcite dissolution in CO₂-water systems at 5 to 60 °C and 0.0 to 1.0 atm CO₂. *Am.J. Sci.*, 278 .179-216
- Poiseuille, J. L. (1840). Recherches expérimentales sur le mouvement des liquides dans les tubes de très-petit diamètres. *Comptes rendus hebdomadaires des séances de l'Académie des sciences*, 11, 961-1041.
- Ratz, K. (2015). Masterarbeit. *Modellversuch zur Verockerung von Kunststoffbrunnenfilterelementen*. Darmstadt: TU Darmstadt.
- Rawle, A. (2001). *Basic Principles of particle size analysis*. Technical Paper, Malvern Instruments.
- Rinck-Pfeiffer, S., Ragusa, S., Sztajn bok, P., Vandvelde, & T. (2000). Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells. *Wat. Res.* , 34(7), 2110-2118.
- Rose, H. E. (1945). An investigation into the laws of flow of fluids through beds of granular materials. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers*, 153, 141-148.
- Rumpf, H. & Gupte, A. (1971). Einflüsse der Porosität und Korngrößenverteilung im Widerstandsge-setz der Porenströmung. *Chemie Ingenieur Technik*, 43(6), 367-375.
- Rüther, J., Heidenreich, S., Walch, A., & Sass, I. (2013). Entwicklung und Untersuchung poröser, hochdichter Polyethylen-Filterelemente für geothermale Brunnenanlagen. *Geotherm. Offenburg*. (Proceedings)
- Rüther, J., Heidenreich, S., Walch, A., & Sass, I. (2013). Research and Development of porous, high-density polyethylene screens for shallow geothermal well systems. *European Geothermal Congress*. Pisa. (Proceedings)
- Rüther, J. & Sass, I. (2013). Entwicklung poröser Filterelemente aus hochdichter Polyethylen für geothermische Brunnenanlagen. *bbr- Fachmagazin für Wasser und Leitungstiefbau*, 04/2013, 61-69.

-
- Rüther, J., & Sass, I. (2014). Hydraulische Charakterisierung verschiedener Kunststoffbrunnenfiltertypen für oberflächennahe Anwendungsgebiete im Feld und Labor. *Tagung der Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften*, 28.-31.05.2014, Bayreuth. In: Bayreuther Forum Ökologie , 118 . Bayreuther Zentrum für Ökologie und Umweltforschung , Bayreuth.
- Rüther, J., Lederer, S., Peth, C., & Sass, I. (2016). Mechanical Evaluation of Sintered Macroporous High Density Polyethylene Filter Elements for Shallow Geothermal Application. *Porous Media*, 19(3), 219-232.
- Rybak, T. (2012). Hydraulische und hydrogeologische Untersuchungen zum Vergleich von Brunnenfiltern bei Aschaffenburg-Obernau. Darmstadt: TU Darmstadt.
- Salman, H., & Scholze, H. (2007). *Keramik*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- Sass, I., Bayer, H.-J., Fingerberg, U., Hölzl, H. & Kleiser, K. (1993). Verlaufsgesteuerte horizontale und gebogene Brunnen – Feldversuchserfahrungen. Proceeding II. Euro-Forum Altlasten: 389-402, Saarbrücken.
- Sass, I., Frank, K. & Bruckner, F. (1993). Comparison between Porous Polyethylene Filters and Conventional Slot-Screens in Soil Gas Extraction Wells. In: Arendt, A., Annokke, G.-J., Bosmann, R. & van der Brinck, W.J. (eds.): Contaminated Soils '93. 1437-1438, Niederlande.
- Sass, I. (1994). *Brunnen und Filter für die Sanierung von Untergrundkontaminationen*. Dissertation, Karlsruhe: Universität Karlsruhe.
- Sass, I., Frellstedt, H. & Lenze, B. (1996). Böschungssicherung mit gesteuerten Dränbohrungen. *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie*, 1/1996, 46- 48.
- Sass, I. & Treskatis, C. (2000). Herstellung- und Bemessungsgrundlage für einen verlaufsgesteuerten Trinkwasserbrunnen als Pilotversuch an einem Standort in Krefeld für die Grundwassererschließung. *Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie*, 1/2000, 24-34.
- Sass, I., & Arndt, D. (2008). *Characterization and Improvment of prous Polyethylene Well Screen Filters*. Crailsheim: Pall Filtersystems GmbH.
- Sass, I., Homuth, S., Heidenreich, S., Rüther, J. & Walch, A. (2012). Entwicklung und Untersuchung poröser, hochdichter Polyethylen-Filterelemente für Brunnenanlagen. In: Rudolf Liedl (eds.): Grundwasserschutz und Grundwassernutzung. Modelle, Analysen und Anwendungen; Kurzfassungen der Vorträge und Poster. *Tagung der Fachsektion Hydrogeologie in der DGG (FH-DGG)*. Dresden, Germany, 16.-20.05.2012. Deutsche Gesellschaft für Geowissenschaften (Schriftenreihe der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften, 78).
- Sass, I., Brehm, D., Coldewey, W.G., Dietrich, J., Klein, R., Kellner, T., Kirschbaum, B., Lehr, C., Marek, A., Mielke, P., Müller, L., Panteleit, B., Pohl, S., Porada, J., Schiessl, S., Wedewardt, M. & Wesche, D. (2016). *Shallow Geothermal Systems – Recommendations on Design, Construction, Operation and Monitoring*. German Geological Society e.V.

(DGGV) & German Geotechnical Society e.V. (DGGT)(eds.). Ernst & Sohn, Berlin. (in press)

- Schiller, K.K. (1971). Strength of porous materials, *Cem. Concr. Res.*, 1, 419-422.
- Schindler, N. (2016). *Experimente zur chemischen Verockerung von Brunnenfilterelementen*. TU Darmstadt. Masterarbeit.
- Schneebeli, G. (1955). Experiments on the range of validity of Darcy's law and the appearance of turbulence in a filtering flow. *La Houille Blanche*, 10(2), 141-149.
- Schrüfer, E. R. (2012). *Elektrische Messtechnik: Messung elektrischer und nicht elektrischer Größen*. München: Carl Hanser.
- Schubert, G., Nemeth, E., Simon, F., & Albrecht, V. (2004). *Beeinflussung der Kontaktladung von Kunststoffen durch Modifizierung ihrer Oberflächen*. Dresden.
- Self, S. J., Bale, R. V., & Rosen, M. A. (2013). Geothermal heat pump systems: Status review and comparison with other. *Applied Energy*, 101, 341-348.
- Shepherd, R. G. (1989). Correlations of permeability and grain size. *Ground Water*, 27(5), 633-638.
- Sichardt, W. (1928). *Das Fassungsvermögen von Rohrbrunnen und seine Bedeutung für die Grundwasserabsenkung, insbesondere für größere Absenkungstiefen*. Berlin: Springer.
- Sigg, L., & Stumm, W. (2011). *Aquatische Chemie: Einführung in die Chemie natürlicher Gewässer*. Stuttgart: UTB.
- Sing, S., & Shakya, S. (1989). A Nonlinear Equation for Groundwater Entry into Well Screens. *Journal of Hydrology*, 109, 95-114.
- Singer, P.C. & Stumm, W. (1970) Acidic Mine Drainage. Rate-Determining Step. *Science* 167, 3921, 1121-1123.
- Smith, R.C. (1963). Relation of screen design to the design of mechanically efficient wells. *Journ. Am. Water Works Assoc.* 55, 609-614.
- Sparks, D. (1995). *Environmental Soil Chemistry*. Michigan: Academic Press.
- Stack, A.G. (2015). Precipitation in Pores: A Geochemical Frontier. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 80, 165-190.
- Steinberg, S., & Hasson, D. (1979). Analysis of the effect of brine retention time on the scaling potential. *Desalination*, 31, 267.
- Sterrett, R. J. (2007). *Groundwater and Wells*. New Brighton: Sterrett, Robert J.
- Stober, I. & Bucher, K. (2014). *Geothermie*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Street, R. L., Watters, G. Z., & Vennard, J. K. (1996). *Elementary fluid mechanics*. New York: Wiley.
- Streit, R. & Weinelt, W. (1971) *Geologische Karte von Bayern 1:25000, Erläuterung zum Blatt 6020 Aschaffenburg*. Bayerisches Geologisches Landesamt.

-
- Stumm, W. & Lee, G.F. (1961) Oxygenation of ferrous iron. *Ind. Eng. Chem.* 53 (2), 143-146.
- Stumm, W., & Morgan, J. (1996). *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. New York: John Wiley & Sons.
- Sung, W., & Morgan, J. (1980). Kinetics and product of ferrous iron oxygenation in aqueous systems. *Environ. Sci. Technol.*, 14, 561-568.
- Tamura, H., Kawamura, S. & Hagayama, M. (1980) Acceleration of the oxidation of Fe^{2+} ions by Fe(III)-oxyhydroxides. *Corros. Sci.* 20 (8/9), 963-971.
- Tamura, H., Goto, K. & Nagayama, M. (1976) The effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous ions in neutral solutions. *Corros. Sci.* 16, 4, 197-207.
- Taud, H., Martinez-Angeles, R., Parrot, J., & Hernandez-Escobedo, L. (2005). Porosity estimation method by X-ray computed tomography. *Journal of Petroleum Science & Engineering*, 47, 209-217.
- Tholen, M. (2012). *Arbeitshilfen für den Brunnenbauer*. Bonn: wvgw Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft.
- Tholen, M. & Walker-Hertkorn, S. (2007). *Arbeitshilfen Geothermie, Grundlagen für oberflächennahe Erdwärmesondenbohrungen*. Bonn: wvgw.
- Thullner, M., Schroth, M., Zeyer, J., & Kinzelbach, W. (2004). Modeling of a microbial growth with bioclogging in a two-dimensional saturated porous media flow field. *Journal of Contaminant Hydrology*, 70(1-2), 37-62.
- Tillmans, J., & Heblein. (1912). Über die kohlensauren Kalk angreifende Kohlensäure der natürlichen Wässer. *Gesundh. Ing.*, 35, 669-677.
- Treskatis, C., Volgnandt, P., Wessollek, H., Porunpää-Schäfer, P., Gerbl-Rieger, S., & Blank, K. H. (1998). Anforderungsprofile an den wirtschaftlichen Bau und Betrieb von Bohrbrunnen. *Grundwasser*, 3(3), 117-128.
- Trussell, R. R. & Chang, M. (1999). Review of flow through porous media as applied to head loss in water filters. *Journal of Environmental Engineering*, 125(11), 998-1006.
- Tuhela, L., Carlson, L., & Tuovinen, O. (1997). Biogeochemical transformations of Fe and Mn in oxic groundwater and well water environments. *J. Environ.Sci.Health, Part A Environ.Sci. Eng.*, 32, 407-426.
- Turell, M. B., & Bellare, A. (2004). A study of the nanostructure and tensile properties of ultra-high molecular weight polyethylene. *Biomaterials*, 25, 3389-3398.
- Tyrrel, S., Bloomfield, C., Kelso, W., & G., P. (1997). Aspects of the occurrences of iron bacteria in boreholes and aquifers. *Quarter.J. Engin.Geol.*, 30, 161-169.
- Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (2001). VDI 4640. *Thermische Nutzung des Untergrunds, Grundlagen, Genehmigungen, Umweltaspekte*. Düsseldorf.

-
- Vendel, M., & Rasmuson, A. (2000). Initiation of incrustation by crystal collision. *Trans IChemE*, 78(A), 750-755.
- Voigt, H.-J., & Wippermann, T. (1998). *Geochemie: Band 6: Geochemie (Handbuch Zur Erkundung Des Untergrundes Von Deponien Und Alt)*. Heidelberg Berlin: Springer.
- Webb, P. (2001). Volume and Density Determinations for Particle Technologists. Micromeritics Instrument Corp.
- Wehrli, B. (1990) Redox reactions of metal ions at mineral surfaces. In: Stumm, W. (Hrsg.) *Aquatic Chemical Kinetics*. Wiley-Interscience, New York.
- Weibull, W. (1939). *A Statistical Theory of the Strength of Materials*. Stockholm: Generalstabens Litografiska Anstalts Förlag.
- Weidner, C., Henkel, S., Lorke, S. T., Schüttrumpf, H., & Klauder, W. (2011). Investigation of Clogging Processes on Vertical Filter Wells Using an Experimental Model. *IMWA*. Aachen.
- Weidner, C., Henkel, S., Lorke, S., Rüde, T., & Schüttrumpf, H. K. (2012). Experimental Modelling of Chemical Clogging Processes in Dewatering Wells. *Mine Water Environ*, 31, 242-251.
- Weiß, J. (1991). *Ionenchromatographie*. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft.
- Wetzel, A. (1969). *Technische Hydrobiologie - Trink-, Brauch-, Abwasser*. Leipzig: Akadem. Verlage.
- Williams, E. B. (1981). Fundamental concepts of well design. *Ground Water*, 19(5), 527-542.
- Wisotzky, F. (2011). *Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung*. Berlin Heidelberg: Springer.
- Wright, D. E. (1968). Nonlinear flow through granular media. *Journal of the Hydraulics Division – ASCE, HY(4)*, S. 851-872.
- Zhang, Q., Jia, M., & Xue, P. (2012). Study on Molding Process of UHMWPE Microporous Filter Materials. *Journal of Applied Polymer Science*, 126, 1406-1415.
- Zhou, W., & Wang, Z. (2007). *Scanning Microscopy for Nanotechnology*. Springer.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Vergleich der Brunnenausbauformen mit a) konventionellem Schlitzfilter und b) porösem Polyethylenfilter [verändert nach Sass et al. (2016)]	2
Abbildung 2: Prinzip einer geothermischen Brunnenanlage im Heizbetrieb im ungespannten Grundwasser. Links Entnahmekbrunnen, warm; rechts Infiltrationsbrunnen, kalt. [verändert nach Sass et al. (2016)].....	3
Abbildung 3: Strukturformel von a) Polyethylen b) Polyvinylchlorid	6
Abbildung 4: Schematischer Verlauf eines Sinterungsprozesses in Abhängigkeit der Sinterzeit und Sintertemperatur. In Rot dargestellt: Sinteranfangsstadium mit Bildung von Sinterhälsen [verändert nach Salmang & Scholze (2007)]	8
Abbildung 5: Zweidimensionaler Schnitt des Sintervorgangs im Anfangsstadium mit Sinterhalsbildung. a) Anfängliche kubisch flächenzentrierte Kugelpackung des Granulats. b) Versinterung des Granulats im Anfangsstadium mit Sinterhalsbildung an den Kontaktflächen [verändert nach Hornbogen & Warlimont (2006)]	9
Abbildung 6: Schematische Darstellung des Transportmodells von Wasser a) im porösen b) im geschlitzten Filterelement	11
Abbildung 7a) Schematische Darstellung der Packungsdichte im kubisch flächenzentrierten System. Die kubischen Partikel berühren sich an den Kontaktpunkten. b) Schematische Darstellung der tatsächlichen Packungsdichte bei gesinterten kubischen Materialien. Die Partikel verschweißen an Kontaktflächen mit Länge 2x und Breite y [verändert nach Zhang et al. (2012)]	12
Abbildung 8: a) Dreidimensionale Darstellung der kubisch flächenzentrierten Raumordnung mit Hilfslinien zur Abschätzung des Porenradius in Grün (Abb. 7) und der Porosität in Rot (Abb. 8b) b) Zweidimensionale Darstellung der offenen Filterfläche (grau) in porösen Filterelementen basierend auf der Raumanordnung im kubisch flächenzentrierten System	13
Abbildung 9: E-Modulkurven von PVC-U und PE im Temperaturbereich 0 bis 100°C [verändert nach Ehrenstein (2011)]	17
Abbildung 10: Deformationsverhalten von teilkristallinen Polymeren in Abhängigkeit der Deformationstemperatur [verändert nach Michler (1992)]	18
Abbildung 11: Zusammenhang von Filtergeschwindigkeit mit hydraulischem Gradienten für verschiedene Strömungsregime [verändert nach Freeze & Cherry (1979)]	22
Abbildung 12: Brunneneintrittsverluste und Sickerstrecke (Bieske, 1998).....	24
Abbildung 13: Schematische Darstellung verschiedener Brunnenfiltertypen. a) Schlitzfilter; b) Schlitzbrückenfilter; c) Wickeldrahtfilter und d) poröse Filter (Schindler, 2016)	25
Abbildung 14: Graphische Darstellung der Unter- bzw. Übersättigung an Kalzit in Abhängigkeit der Konzentrationen an freier Kohlensäure und Hydrogenkarbonat eines Wassers [verändert nach Wisotzky (2011)]	28
Abbildung 15: Einfluss der Temperatur auf die Oxidationsgeschwindigkeit von Eisen(II) bei pH ≈ 6,8 und PO ₂ = 0,2 atm [verändert nach Sung & Morgan (1980)].....	31
Abbildung 16: Ausfällungsmodelle in porösen Medien (Stack, 2015). a) Durchströmungspfad von Wasser durch ein poröses Medium. b) Gleichförmige Beschichtung aller Partikel. c) Bevorzugte Fällung in größeren Poren. d) Bevorzugte Fällung in kleineren Poren.	34

Abbildung 17: Schematische Darstellung zur Funktionsweise der Röntgencomputertomographie	37
Abbildung 18: Schematische Funktionsweise eines Laserpartikelzählers [verändert nach www.particle.dk (2016)]	38
Abbildung 19: Schematische Darstellung und Foto der Festigkeitsuntersuchungen. a) Druckversuch b) Zugversuch.....	38
Abbildung 20: Schematisches Spannungs-Dehnungs-Diagramm [verändert nach (Gottstein, 2014)] ...	39
Abbildung 21: Schematische Querschnittsdarstellung der Druckverhältnisse während eines Kollapsversuchs.....	40
Abbildung 22: Prüfstand zur Bestimmung des Kollapsdrucks mit versiegeltem Filterrohrelement	40
Abbildung 23: Schematische Darstellung des Versuchsstands zur Untersuchung der Durchlässigkeit von Brunnenfiltern.....	41
Abbildung 24: Fotos des Ultraschalldurchflussmessgeräts (Fa. Geotechnik Lehr).a) Messtechnik b) Seitenansicht mit Zu- und Ablauf.....	42
Abbildung 25: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus zur Verockerung von porösen Brunnenfilterelementen (Schindler, 2016)	46
Abbildung 26: Elektrische Leitfähigkeit in Abhängigkeit der Fluidtemperatur der eingesetzten Wassertypen.....	51
Abbildung 27: Dynamische Viskosität in Abhängigkeit der Fluidtemperatur der eingesetzten Wassertypen.....	51
Abbildung 28: Foto des Testfeldes Aschaffenburg mit fünf Brunnen mit unterschiedlichen Filtertypen	52
Abbildung 29: Schematische Darstellung des Testfeldes Aschaffenburg	53
Abbildung 30: Übersicht des Reaktionstanks. Nicht abgebildet ist die Druckluftzuleitung in die Brunnen (Schindler, 2016).....	55
Abbildung 31: Versuchsaufbau im Labor; Z1, Z2, Z3=Zugabezellen, P=Peristaltikpumpe; NaOH=Natronlauge; Fe=Eisen(II)chlorid-Lösung; FZ1, FZ2=Filterzellen; MZ=Mischungszelle; M2=Messzelle 2; D=Druckminderer. (Ratz, 2015)	56
Abbildung 32: Kornsummenkurven der Rohstoffpartikel aus Polyethylen	59
Abbildung 33: BSE-Aufnahme der Filtertypen a) PE-UHMW-40, b) PE-HD-200 und c) PE-HMW-500..	60
Abbildung 34: Dreidimensionale Visualisierung des strukturellen Aufbaus der porösen PE-Filtertypen a) PE-UHMW-40, b) PE-HD-200 anhand von Mikroröntgencomputertomographie	61
Abbildung 35: Dreidimensionale Visualisierung der Porenräume im Filtertyp PE-HD-200 mittels Mikroröntgencomputertomographie. a) vernetzte Poren (blau) und geschlossene Poren (bunt) ..	62
Abbildung 36: Box Plot zur Porosität der Filtertypen in Abhängigkeit der theoretischen Öffnungsweite	64
Abbildung 37: Verteilung der Porosität anhand von Weibulldiagrammen der Filtertypen PE-UHMW-20, PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE-HMW-500	65
Abbildung 38: Box Plot zur Porosität der Filtertypen PE-UHMW-20, PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE- HMW-500 in Abhängigkeit der Filterwandstärke.....	66

Abbildung 39: Spannungs-Dehnungsverhalten von PE-HD-200 bei einaxialen Druckversuchen bei 25 °C	68
Abbildung 40: Weibullverteilung der einaxialen Druckfestigkeit bei 25 °C der Filtertypen a) PE-UHMW-20, b) PE-UHMW-40, c) PE-HD-200 und d) PE-HMW-500	69
Abbildung 41: Experimentell ermittelter Kollapsdruck poröser Polyethylenfilter bei 20 °C in Abhängigkeit der Filterwandstärke	71
Abbildung 42: Kritischer Beuldruck der porösen Filterelemente in Abhängigkeit von mittlerem Filterradius und Filterwandstärke in Anlehnung an den kritischen Beuldruck nach Gleichung 19	71
Abbildung 43: Deformation der porösen Filterelemente der Gruppen a) PE-UHMW-20, b) PE-UHMW-40, c) PE-HD-200 und d) PE-HMW-500 nach einaxialen Druckversuchen bei 25 °C. Die in a) zu erkennende Rissbildung resultiert aus einer Überbelastung der Probe.	72
Abbildung 44: Spannungs-Dehnungsverhalten von PE-HMW-500 unterschiedlicher Produktionschargen bei Raumtemperatur	73
Abbildung 45: Einaxiale Druckfestigkeit bei 25°C in Abhängigkeit der Porosität der Filterelemente	74
Abbildung 46: Druckfestigkeit in Abhängigkeit der Porosität von porösen PE-Filtern bei 25 °C ergänzt um verschiedene Modellfunktionen. a) <i>Balshin</i> Modell, b) <i>Duckworth</i> Modell, c) <i>Hasselman</i> Modell, d) <i>Schiller</i> Modell, e) <i>Kumar & Bhattacharjee</i> Modell und f) <i>Chen et al.</i> Modell. σ_0 wird als 25 MPa angenommen.	76
Abbildung 47: Einaxiale Druckfestigkeit der Filtertypen A bis G in Abhängigkeit von der Umgebungstemperatur	77
Abbildung 48: Strömungsbedingungen in Abhängigkeit der Fluidtemperatur während der Durchlässigkeitsversuche mit den a) porösen PE-Filtertypen b) geschlitzten PVC-Filtertypen.....	81
Abbildung 49: Strömungsbedingungen in Abhängigkeit der Porosität während der Durchlässigkeitsversuche mit den für a) porösen PE-Filtertypen b) geschlitzten PVC-Filtertypen .	82
Abbildung 50: Zeitliche Entwicklung der Filterpermeabilität <i>K</i> während eines hydraulischen Tests mit Filtertyp PE-HD-200 bei 40 °C.....	83
Abbildung 51: Permeabilität der Filtertypen in Abhängigkeit a) der Porosität b) der relativen offenen Fläche der Filterelemente	84
Abbildung 52: Durchlässigkeitsbeiwert in Abhängigkeit der Fluidtemperatur für a) die porösen PE-Filtertypen b) die geschlitzten PVC-Filtertypen.....	85
Abbildung 53: Durchlässigkeitsbeiwert in Abhängigkeit der Fluidmineralisierung für a) die porösen PE-Filtertypen b) die geschlitzten PVC-Filtertypen.....	86
Abbildung 54: Schematische Darstellung der porösen Polyethylenfilter a) ohne Filterverstärkung b) mit Polyethylenverstärkung c) mit PVC-Verstärkung	86
Abbildung 55: Piperdiagramm des Grundwassers im Testfeld Aschaffenburg mit Daten aus 10 Messungen vom 24.11.2011 in Brunnen II	90
Abbildung 56: Absenkung in Abhängigkeit der Förderrate im Brunnen I (PE-HD-200) während des initialen Leistungspumpversuchs im Jahr 2011 im Testfeld Aschaffenburg. In grün dargestellt sind die theoretischen Brunneneintrittsverluste nach Bierschenk.	91

Abbildung 57: Absenkung in Abhängigkeit der Förderrate im Brunnen IV (PVC-500) während des initialen Leistungspumpversuchs im Jahr 2011 im Testfeld Aschaffenburg. In grau dargestellt sind die theoretischen Brunneneintrittsverluste nach Bierschenk.....	92
Abbildung 58: Absenkung in Abhängigkeit der Förderrate im Brunnen V (PE-HMW-500) während des initialen Leistungspumpversuchs im Jahr 2011 im Testfeld Aschaffenburg. In orange dargestellt sind die theoretischen Brunneneintrittsverluste nach Bierschenk.	92
Abbildung 59: Hydrochemische und thermophysikalische in situ - Parameter in Abhängigkeit der Förderzeit während des Leistungspumpversuchs 2011 im Testfeld Aschaffenburg.....	94
Abbildung 60: Hydrochemische und thermophysikalische in situ - Parameter in Abhängigkeit der Förderrate während der Leistungspumpversuche 2012 und 2013 im Testfeld Aschaffenburg.....	96
Abbildung 61: Eisen- und Mangankonzentration in Abhängigkeit der Förderzeit während des Leistungspumpversuchs 2011 im Testfeld Aschaffenburg	97
Abbildung 62: Eisen- und Mangankonzentration in Abhängigkeit der Förderrate während der Leistungspumpversuche 2012 und 2013 im Testfeld Aschaffenburg	97
Abbildung 63: Zeitlicher Verlauf a) der spezifischen Ergiebigkeit b) der relativen spezifischen Ergiebigkeit seit Brunneninbetriebnahme im Testfeld Aschaffenburg.....	99
Abbildung 64: Durchlässigkeitsbeiwert a) vor und nach dem Brunnenbetrieb b) im oberen und unteren Filterbereich nach Brunnenbetrieb der Brunnen I, IV und V im Testfeld Aschaffenburg.....	99
Abbildung 65: Zeitlicher Verlauf der hydrochemischen und thermophysikalischen in situ - Parameter im Grundwasser im Testfeld Aschaffenburg.....	101
Abbildung 66: Zeitlicher Verlauf der in situ - Konzentrationen a) an Fe^{2+} im Grundwasser b) an Mn^{2+} im Grundwasser im Testfeld Aschaffenburg.....	102
Abbildung 67: BSE-Aufnahme der Filtermatrix aus Brunnen I im Testfeld Aschaffenburg. Eisenhaltige Nanopartikel belegen die Partikeloberfläche des Filterelementes aus PE-HD-200.	103
Abbildung 68: EDX-Spektrum der Beläge in der Filtermatrix des porösen PE-HD-200 aus Brunnen I im Testfeld Aschaffenburg.....	103
Abbildung 69: BSE-Aufnahme der Brunnenfilterinnenseite aus Brunnen I im Testfeld Aschaffenburg. Manganhaltige Nanopartikel belegen die Partikeloberfläche des Filterelementes aus PE-HD-200.	104
Abbildung 70: EDX-Spektrum der Beläge auf der Filterinnenseite des porösen PE-HD-200 aus Brunnen I im Testfeld Aschaffenburg.....	104
Abbildung 71: Diffraktogramm zur Bestimmung der Mineralphasen in der Inkrustation an PVC-500 installiert im Brunnen IV im Testfeld Aschaffenburg. Der monotone Intensitätsabfall des Untergrunds resultiert aus der Streuung der Röntgenstrahlung am amorphen Probenanteil des PE-Materials.	105
Abbildung 72: Modellierter Abhängigkeit des Kohlendioxid- und Hydrogenkarboantgehalts der Wassertypen A und B vom pH-Wert, gelöstem Calciumgehalt im Wasser und der Temperatur. Die gepunkteten Funktionen variieren von einem pH von 6,5 (①) bis zu einem pH von 8,5 (②). Die durchgezogenen Funktionen entsprechen dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht.....	107
Abbildung 73: Versuchsbedingungen zu Beginn der Versintersexperimente: Freies gelöstes Kohlenstoffdioxid in Abhängigkeit des Hydrogenkarbonatgehaltes der eingesetzten Wässer. Die	

durchgezogenen Funktionen gleichen dem Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bei entsprechender Temperatur.	108
Abbildung 74: Eh-pH-Diagramm der Wässer 1 und 2 während der Versinterungsexperimente für Kalzium, Hydrogenkarbonat und Wasser bei a) 10 °C b) 25 °C und c) 40 °C. Die Datenpunkte entsprechen dem modellierten Redoxpotential und dem gemessenen pH-Wert nach 72 Stunden.	109
Abbildung 75: Zeitliche Entwicklung der relativen Durchlässigkeit der Filtertypen PE-UHMW-40 und PE-HD-200 während der Versinterungsversuche bei a) 10 °C b) 25 °C und c) 40 °C. Durchgezogene Linie: hoch mineralisiertes Wasser (Typ 1), gestrichelte Linie: schwach mineralisiertes Wasser (Typ 2).	110
Abbildung 76: Zeitliche Entwicklung der elektrischen Leitfähigkeit während der Versinterungsversuche bei a) 10 °C b) 25 °C und c) 40 °C. Durchgezogene Linie: hoch mineralisiertes Wasser (Typ 1), gestrichelte Linie: schwach mineralisiertes Wasser (Typ 2).	111
Abbildung 77: Zeitliche Entwicklung des pH-Wertes während der Versinterungsversuche bei a) 10 °C b) 25 °C und c) 40 °C. Durchgezogene Linie: hoch mineralisiertes Wasser (Typ 1), gestrichelte Linie: schwach mineralisiertes Wasser (Typ 2).	113
Abbildung 78: a) Filtrerrückstand bezogen auf das Filterporenvolumen in Abhängigkeit von der Wassertemperatur. b) Filtrerrückstand bezogen auf die Filteroberfläche in Abhängigkeit von der Wassertemperatur. Durchgezogene Linie: hoch mineralisiertes Wasser (Typ 1), gestrichelte Linie: schwach mineralisiertes Wasser (Typ 2).	114
Abbildung 79: BSE-Aufnahme der Oberfläche des unbenutzten Filtertyps a) PE-HD-200 b) PE-UHMW-40.	115
Abbildung 80: EDX-Spektren der Oberfläche des unbenutzten Filtertyps a) PE-HD-200 b) PE-UHMW-40.	116
Abbildung 81: EDX-Spektrum der abgelagerten Inkrustationsbildungen in Form von Kristallen in den Filterporenräumen des Filtertyps PE-UHMW-40.	117
Abbildung 82: BSE-Aufnahme von CaCO ₃ -Kristallen in den Porenräumen des Filtertyps PE-UHMW-40.	117
Abbildung 83: BSE-Aufnahmen von Filtertyp PE-UHMW-40 nach Durchströmung mit 25 °C warmen Wasser (Typ 1)	118
Abbildung 84: BSE-Aufnahmen von Filtertyp PE-HD-200 nach Durchströmung mit 25 °C warmen Wasser (Typ 1)	118
Abbildung 85: BSE-Aufnahme von Filterwand und -matrix des Typs PE-UHMW-40 nach Durchströmung mit 40 °C warmen Wasser (Typ 2)	119
Abbildung 86: a) Temperatur und b) Durchfluss im zeitlichen Verlauf der Experimente zur Verockerung.	121
Abbildung 87 Sauerstoffgehalt und Redoxpotential im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40 °C über 6 Stunden.	122
Abbildung 88: pH-Wert im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40 °C über 6 Stunden.	122
Abbildung 89: Differenzkonzentration zwischen Zulauf und Ablauf an Fe ²⁺ im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40 °C über 6 Stunden.	123

Abbildung 90: Zugaberate und Konzentration im Zulauf + im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40 °C über 6 Stunden	123
Abbildung 91: Eh-pH-Diagramm des Versuchs im System, Brunnen und Ablauf im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40 °C über 6 Stunden	124
Abbildung 92: Sättigungsindex von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ im zeitlichen Verlauf der Verockerungsexperimente im Brunnenelement bei 10 °C Fluidtemperatur	125
Abbildung 93: Sättigungsindex von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ im zeitlichen Verlauf der Verockerungsexperimente im Brunnenelement bei 25 °C Fluidtemperatur	125
Abbildung 94: Sättigungsindex von $\text{Fe}(\text{OH})_3$ im zeitlichen Verlauf der Verockerungsexperimente im Brunnenelement bei 40 °C Fluidtemperatur	126
Abbildung 95: Poröse Filterelemente PE-HMW-500 mit Verockerungserscheinungen an Innen- und Außenwandung nach Durchführung des Verockerungsversuchs über 24 Stunden bei 40 °C	126
Abbildung 96: Poröse Filterelemente PE-HMW-500 mit Verockerungserscheinungen an Innen- und Außenwandung nach Durchführung des Verockerungsversuchs über 24 Stunden bei 25 °C	127
Abbildung 97: Poröse Filterelemente PE-HMW-500 mit Verockerungserscheinungen an Innen- und Außenwandung nach Durchführung des Verockerungsversuchs über 24 Stunden bei 10 °C	127
Abbildung 98: a) BSE Aufnahme und b) EDX-Spektrum der Oberfläche eines unbenutzten PE-HMW-500-Filters	128
Abbildung 99: BSE-Aufnahme der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 6 Stunden	129
Abbildung 100: EDX-Spektren von Partikeln auf der Filteraußenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 6 Stunden aus Natriumchlorid (oben) Eisenhydroxiden bzw.-oxiden (unten)	130
Abbildung 101: BSE-Aufnahme der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 6 Stunden.....	130
Abbildung 102: EDX-Spektrum der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 6 Stunden.....	131
Abbildung 103: BSE-Aufnahme der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 24 Stunden.....	131
Abbildung 104: EDX-Spektrum der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 24 Stunden.....	131
Abbildung 105: BSE-Aufnahme der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 24 Stunden.....	132
Abbildung 106: EDX-Spektrum der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 24 Stunden.....	132
Abbildung 107: BSE-Aufnahme der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 24 Stunden.....	133
Abbildung 108: BSE-Aufnahme der Matrix von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 24 Stunden	133

Abbildung 109: EDX-Spektrum der Partikel auf der Filteraußenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 24 Stunden	133
Abbildung 110: BSE-Aufnahme der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 24 Stunden	134
Abbildung 111: EDX-Spektrum der Partikel auf der Filterinnenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 24 Stunden	134
Abbildung 112: Filterrückstand bezogen auf die Filteroberfläche von PE-HMW-500 nach abgeschlossenem Verockerungsexperiment in Abhängigkeit von der Versuchsdauer	135
Abbildung 113: Filterrückstand bezogen auf die Filteroberfläche von PE-HMW-500 nach abgeschlossenem Verockerungsexperiment in Abhängigkeit von der zugebenen Stoffmenge an FeCl_2	136
Abbildung 114: Filterrückstand bezogen auf die Filteroberfläche von PE-HMW-500 nach abgeschlossenem Verockerungsexperiment in Abhängigkeit von der zugebenen Stoffmenge an NaOH	136

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Eigenschaften der Werkstoffe PE-HD, PE-UHMW und PVC-U nach Dominghaus (2008); Abts (2014); Lechner (2005); Eyerer et al. (2008)	7
Tabelle 2: Herstellungseigenschaften der untersuchten porösen PE-HD -Filterelemente	10
Tabelle 3: Herstellungseigenschaften der untersuchten geschlitzten PVC-U - Filterelemente	11
Tabelle 4: Festigkeit-Porositätsmodelle für poröse Konstruktionswerkstoffe	18
Tabelle 5: Klassifizierung der Porenraummodelle nach Hayes et al. (1995)	20
Tabelle 6: Regimebereiche mit Reynoldszahl und verwendetem Fließgesetz nach Bear (1972)	22
Tabelle 7: Spezifische Oberfläche in Abhängigkeit von der Korngrößenfraktion (Blume et al. 2010) ...	34
Tabelle 8: Untersuchten Filtertypen unterteilt nach Filtermaterial, Filtertyp und Öffnungsweite.....	47
Tabelle 9: Anzahl der mechanischen Untersuchungen.....	48
Tabelle 10: Anzahl der Experimente zur Bestimmung der hydraulischen Kennwerte.....	49
Tabelle 11: Allgemeine Übersicht der installierten Brunnen des Testfeldes Aschaffenburg	52
Tabelle 12: Versuchsbedingungen der Tests zur Untersuchung des Versinterungsverhaltens an porösen PE-HD-Filterelementen.....	54
Tabelle 13: Allgemeine Übersicht der Tests zur Untersuchung des Verockerungsverhaltens an PE-HMW-500	56
Tabelle 14: Versuchsbedingungen zu Beginn der Verockerungsexperimente im Systemtank	57
Tabelle 15: Berechnete Porendurchmesser der makroporösen Filterelemente basierend auf dem Partikeldurchmesser des Rohmaterials nach Gleichung 4	58
Tabelle 16: Mittelwerte der strukturellen Kennwerte aller untersuchten Filterelemente.....	64
Tabelle 17: Beurteilung der Porosität nach Weibull der Filtertypen PE-UHMW-20, PE-UHMW-40, PE-HD-200 und PE-HMW-500	66
Tabelle 18: Statistische Kennwerte der einaxialen Druckfestigkeit und des E-Moduls bei 25 °C.....	68
Tabelle 19: Statistische Kennwerte der einaxialen zyklischen Druckfestigkeit und des E-Moduls bei 25 °C.....	70
Tabelle 20: Statistische Kennwerte der einaxialen Zugfestigkeit und des E-Moduls bei 25 °C.....	70
Tabelle 21: Ergebnisse zur Anpassung der experimentellen Daten an Festigkeits-Porositätsmodelle: Bestimmtheitsmaß R^2 , Standardabweichung σ_x und kalkulierten Parameter. σ_0 wird als 25 MPa angenommen.....	75
Tabelle 22: Ergebnisse der Berechnungen von Aktivierungsenergie E_A und Festigkeit $\sigma_{(T^{-1}=0)}$ sowie das Bestimmtheitsmaß R^2 basierend auf der Anpassung der experimentellen Daten an das Gesetz nach Arrhenius.....	78
Tabelle 23: Statistische Kennwerte der Permeabilität der Filtertypen.....	83
Tabelle 24: Statistische Kennwerte zur Durchlässigkeit der Filtertypen in Abhängigkeit der Temperatur	85

Tabelle 25: Durchlässigkeitsbeiwert poröser Polyethylenfilter in Abhängigkeit der eingesetzten Filterverstärkungsmaterialien bei 25 °C	87
Tabelle 26: Durchlässigkeitsbeiwert poröser Polyethylenfilter in Abhängigkeit der Filterwandstärke bei 25 °C [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$].....	87
Tabelle 27: Ergebnisse der Röntgenfluoreszenzanalyse zur Bestimmung der elementaren Zusammensetzung der Inkrustation an Filtertyp F installiert im Brunnen IV im Testfeld Aschaffenburg nach Rückbau der Brunnen	105
Tabelle 28: Modellerte hydrochemische Bedingungen im Brunnen während des Verockerungsversuch bei 40 °C über 6 Stunden	124

Anhang

Anhang 1: Fotografie der ausgebauten Filterelemente des Testfeldes Aschaffenburg mit Verockerungserscheinungen a) Filtertyp PE-HD-200 (Brunnen I) b) Filtertyp PVC-500 (Brunnen IV) und c) Filtertyp PE-HMW-500 (Brunnen V)



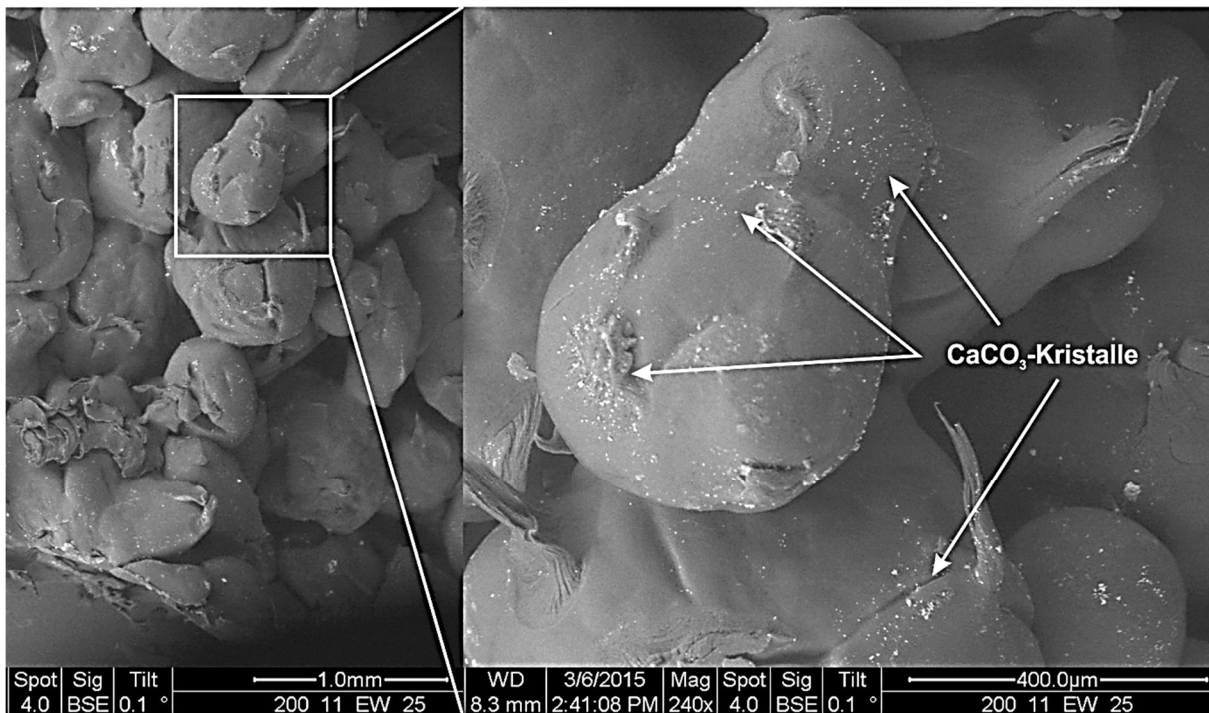
Anhang 2: Sättigungsindex für Kalzit in Abhängigkeit von Temperatur und pH-Wert (Annahme $c(\text{Ca}^{2+}) = 100 \text{ mg l}^{-1}$) für hochmineralisiertes Wasser (Typ A)

Fluidtemperatur	pH-Wert	$c(\text{HCO}_3^-)$	$c(\text{CO}_2)$	Sättigungsindex Kalzit $\log[Q/K]$
[°C]	[-]	[mmol·l ⁻¹]	[mmol·l ⁻¹]	[-]
10	6,5	2,100	1,809	-0,902
10	7,0	3,053	0,830	-0,249
10	7,5	3,557	0,305	0,311
10	8,0	3,729	0,101	0,827
10	8,5	3,716	0,032	1,317
25	6,5	2,419	1,639	-0,628
25	7,0	3,320	0,709	-0,000
25	7,5	3,750	0,253	0,547
25	8,0	3,873	0,083	1,055
25	8,5	3,800	0,026	1,532
40	6,5	2,563	1,615	-0,385
40	7,0	3,458	0,687	0,235
40	7,5	3,870	0,243	0,777
40	8,0	3,968	0,031	1,279
40	8,5	3,846	0,024	1,655

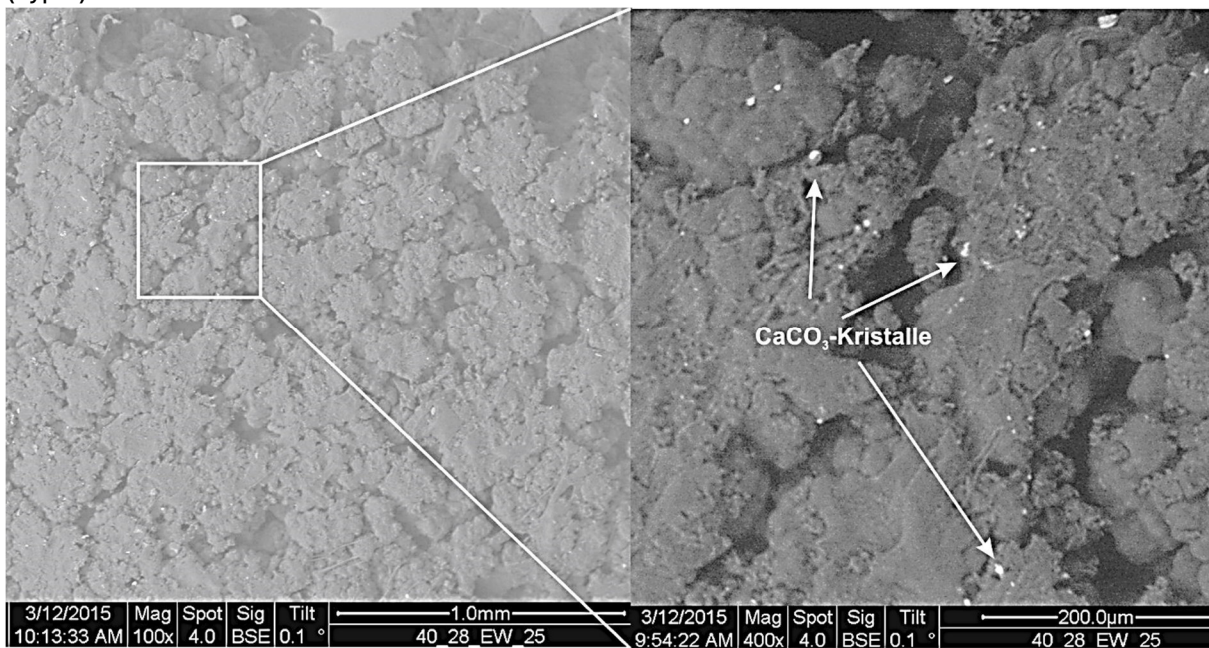
Anhang 3: Sättigungsindex für Calcit in Abhängigkeit von Temperatur und pH-Wert (Annahme $c(\text{Ca}^{2+}) = 10 \text{ mg l}^{-1}$) für geringmineralisiertes Wasser (Typ B)

Fluidtemperatur	pH-Wert	$c(\text{HCO}_3^-)$	$c(\text{CO}_2)$	Sättigungsindex Kalzit $\log[Q/K]$
[°C]		[mmol·l ⁻¹]	[mmol·l ⁻¹]	[-]
10	6,5	0,283	0,257	-2,657
10	7,0	0,419	0,120	-1,991
10	7,5	0,494	0,045	-1,422
10	8,0	0,522	0,015	-0,899
10	8,5	0,527	0,005	-0,397
25	6,5	0,392	0,278	-2,192
25	7,0	0,546	0,123	-1,550
25	7,5	0,623	0,044	-0,997
25	8,0	0,650	0,015	-0,481
25	8,5	0,650	0,005	0,016
40	6,5	0,472	0,312	-1,890
40	7,0	0,647	0,135	-1,258
40	7,5	0,732	0,048	-0,707
40	8,0	0,760	0,016	-0,194
40	8,5	0,757	0,005	0,297

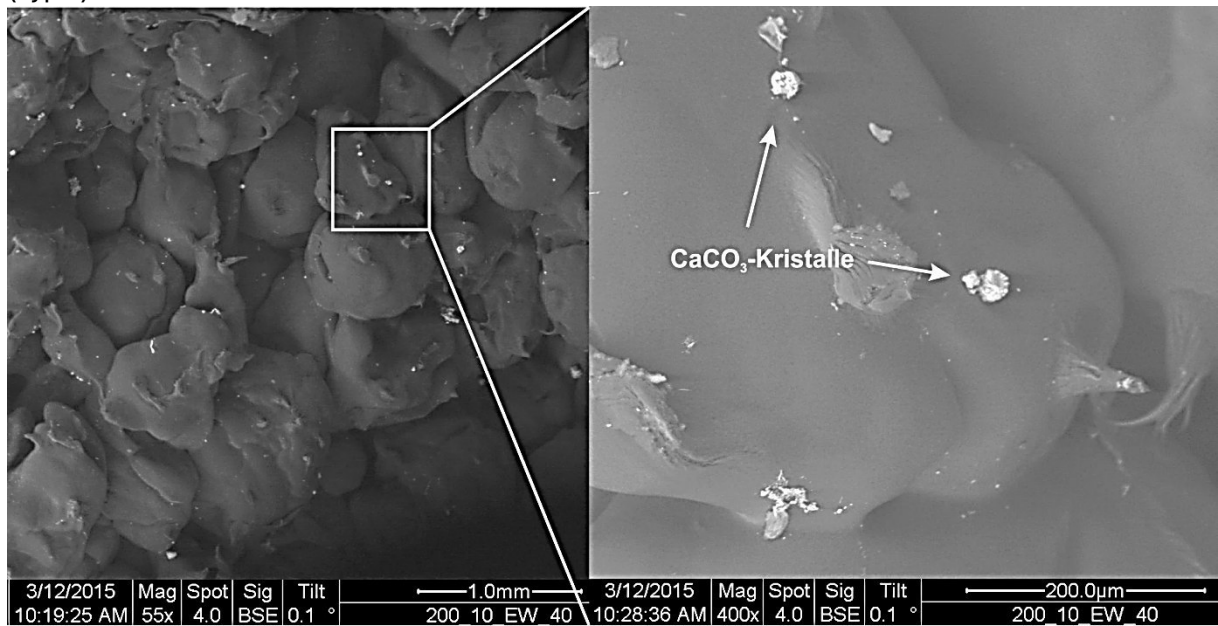
Anhang 4: BSE-Aufnahmen von Filterttyp PE-HD-200 nach Durchströmung mit 25 °C warmen Wasser (Typ 2)



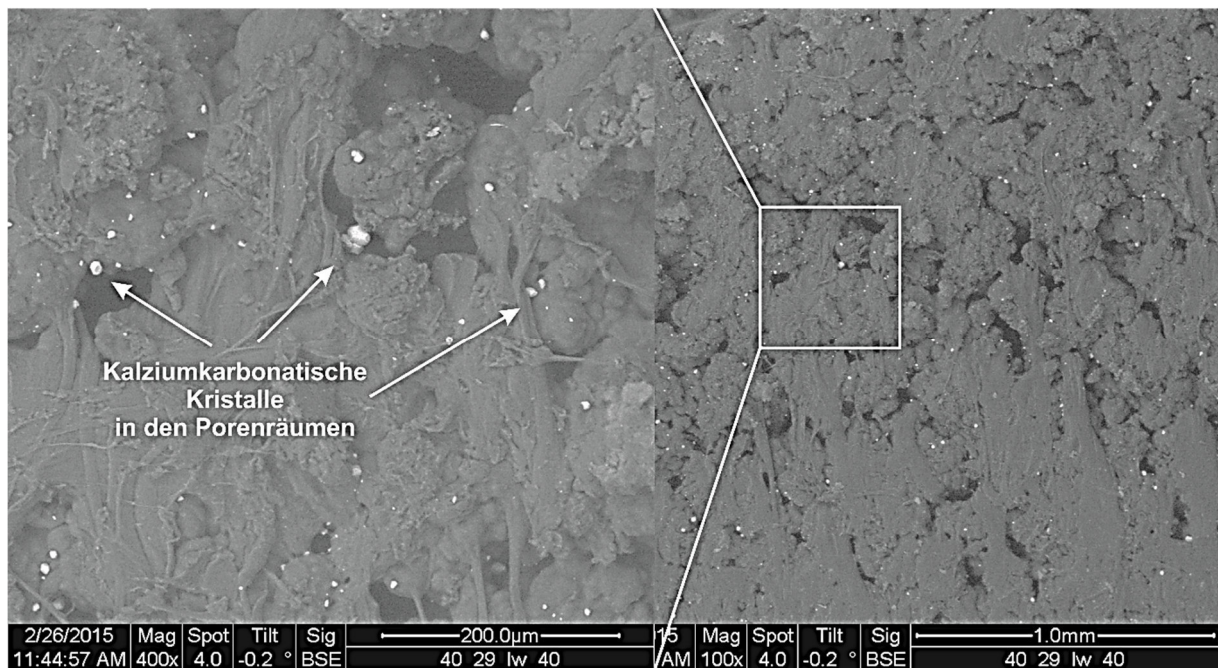
Anhang 5: BSE-Aufnahmen von Filterttyp PE-UHMW-40 nach Durchströmung mit 25 °C warmen Wasser (Typ 2)



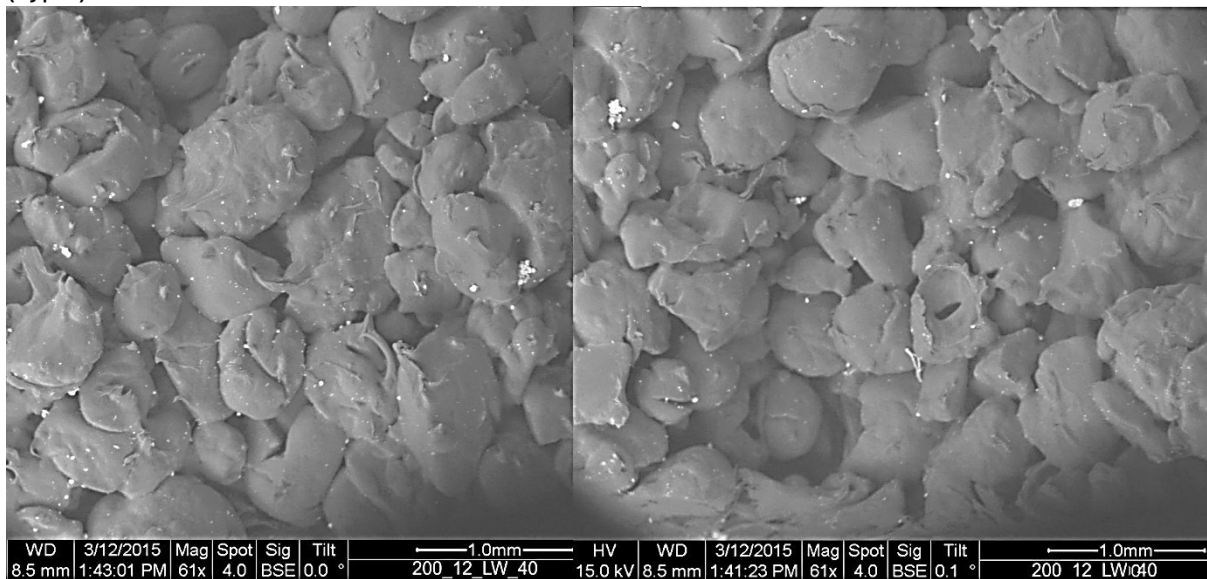
Anhang 6: BSE-Aufnahmen von Filtertyp PE-HD-200 nach Durchströmung mit 40 °C warmen Wasser (Typ 2)



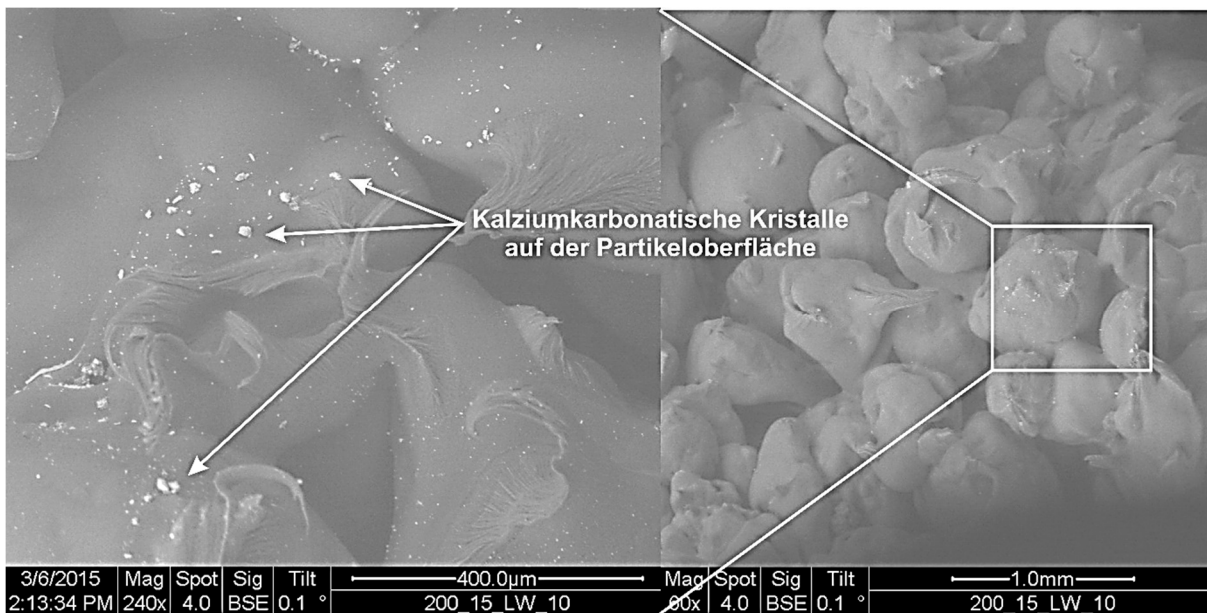
Anhang 7: BSE-Aufnahmen von Filtertyp PE-UHMW-40 nach Durchströmung mit 40 °C warmen Wasser (Typ 1)



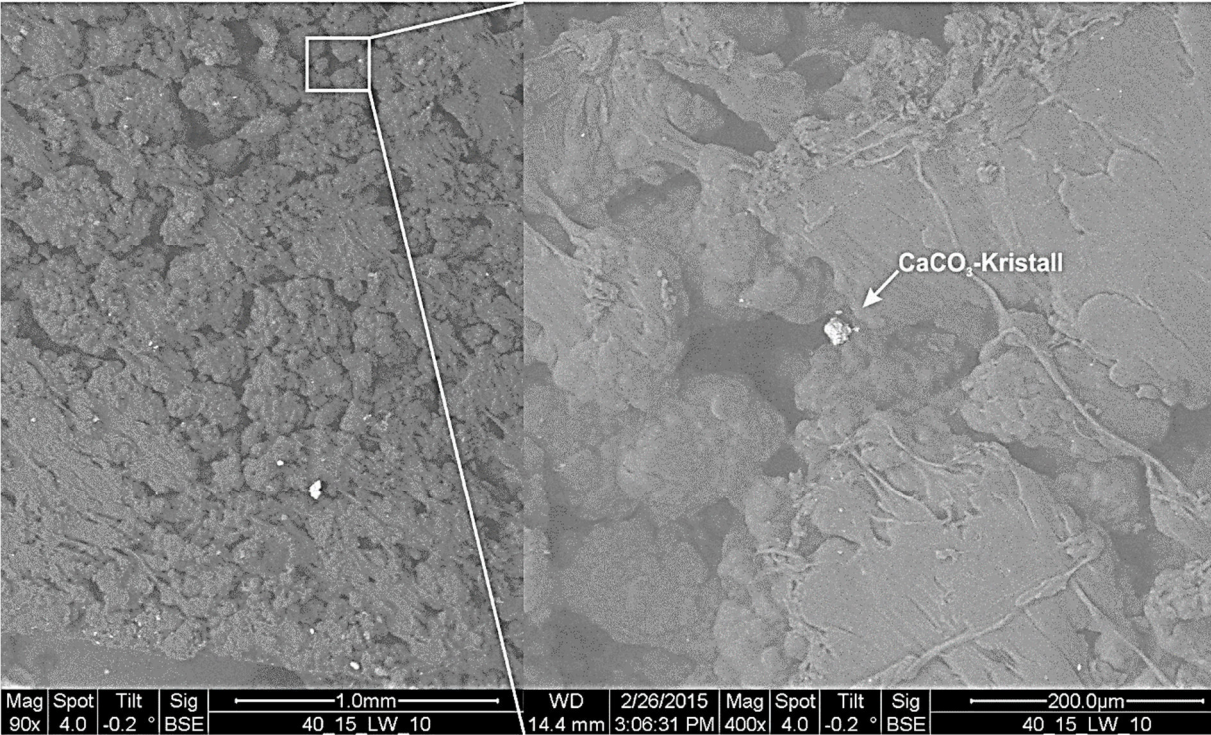
Anhang 8: BSE-Aufnahmen von Filtertyp PE-HD-200 nach Durchströmung mit 40 °C warmen Wasser (Typ 1)



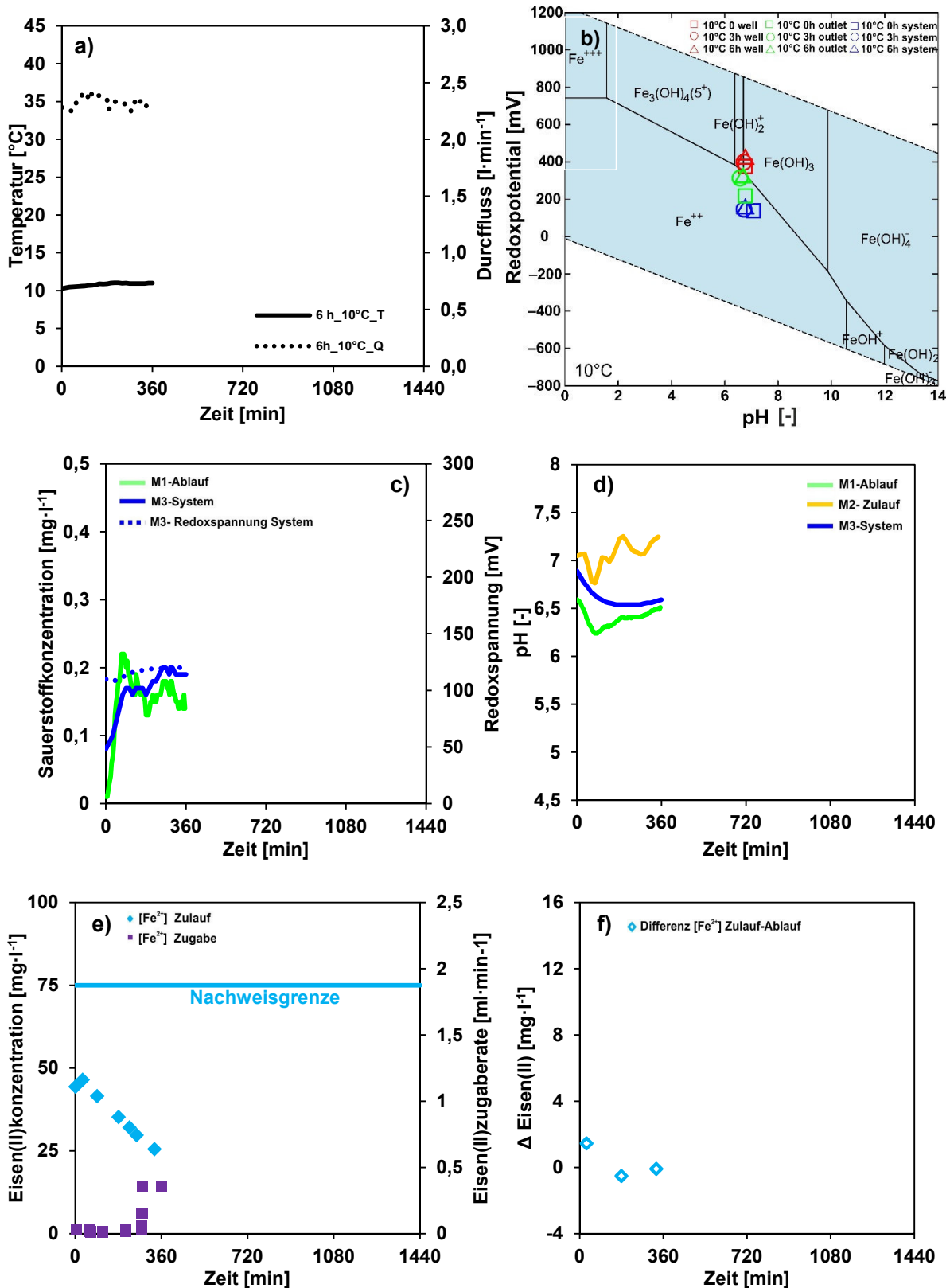
Anhang 9: BSE-Aufnahmen von Filtertyp PE-HD-200 nach Durchströmung mit 10 °C warmen Wasser (Typ 1)



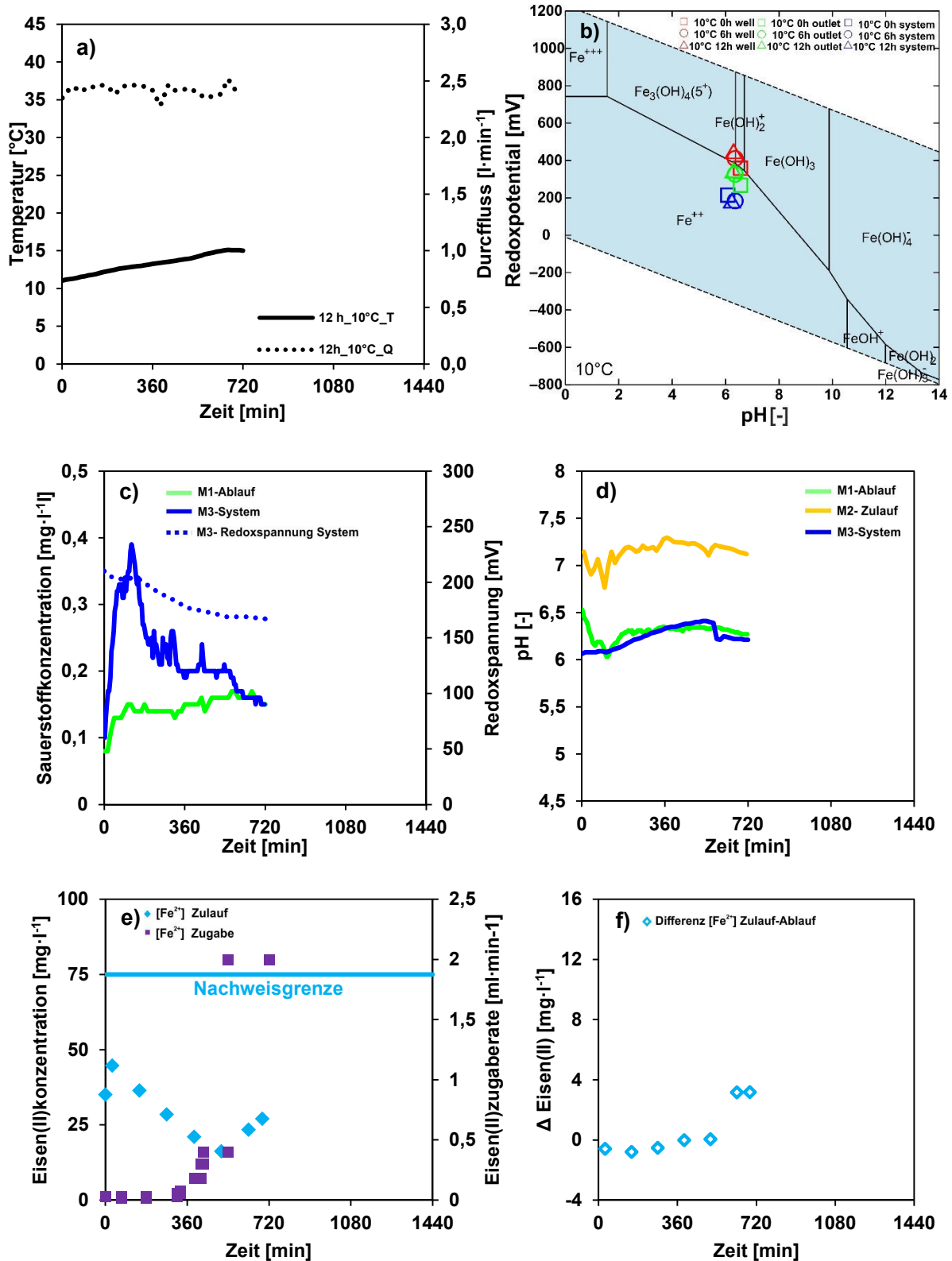
Anhang 10: BSE-Aufnahmen von Filtertyp PE-UHMW-40 nach Durchströmung mit 10 °C warmen Wasser (Typ 1)



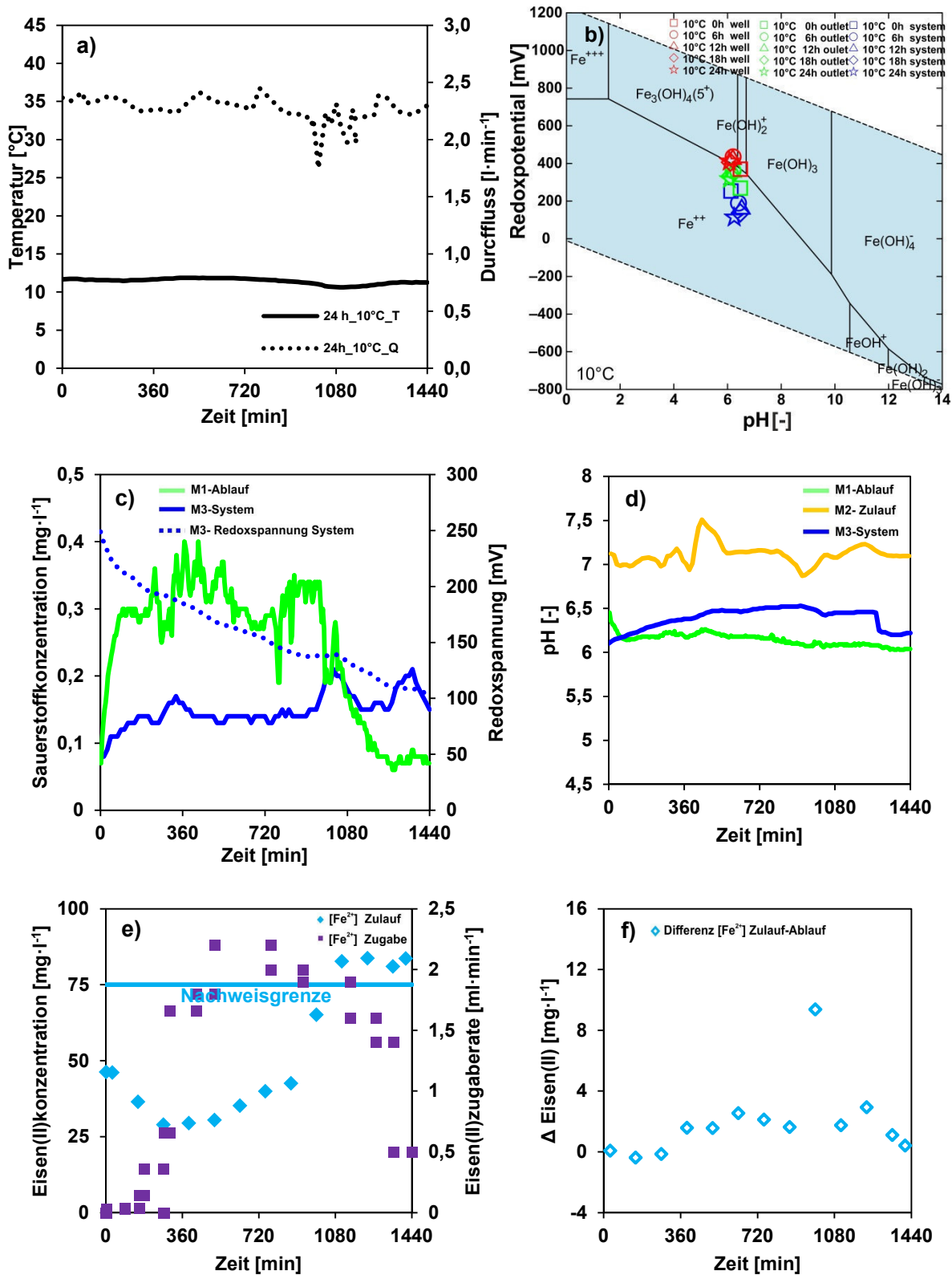
Anhang 11: a) Temperatur und Durchfluss im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 10 °C über 6 Stunden b) Eh-pH-Diagramm mit Daten während des Versuchs im System, Brunnen und Ablauf c) Sauerstoffgehalt, Redoxpotential und d) pH-Wert im zeitlichen Verlauf des Verockerungsexperimentes bei 10 °C über 6 Stunden e) Zugaberate und Konzentration im Zulauf sowie f) Differenzkonzentration zwischen Zulauf und Ablauf an Fe^{2+} im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 10 °C über 6 Stunden



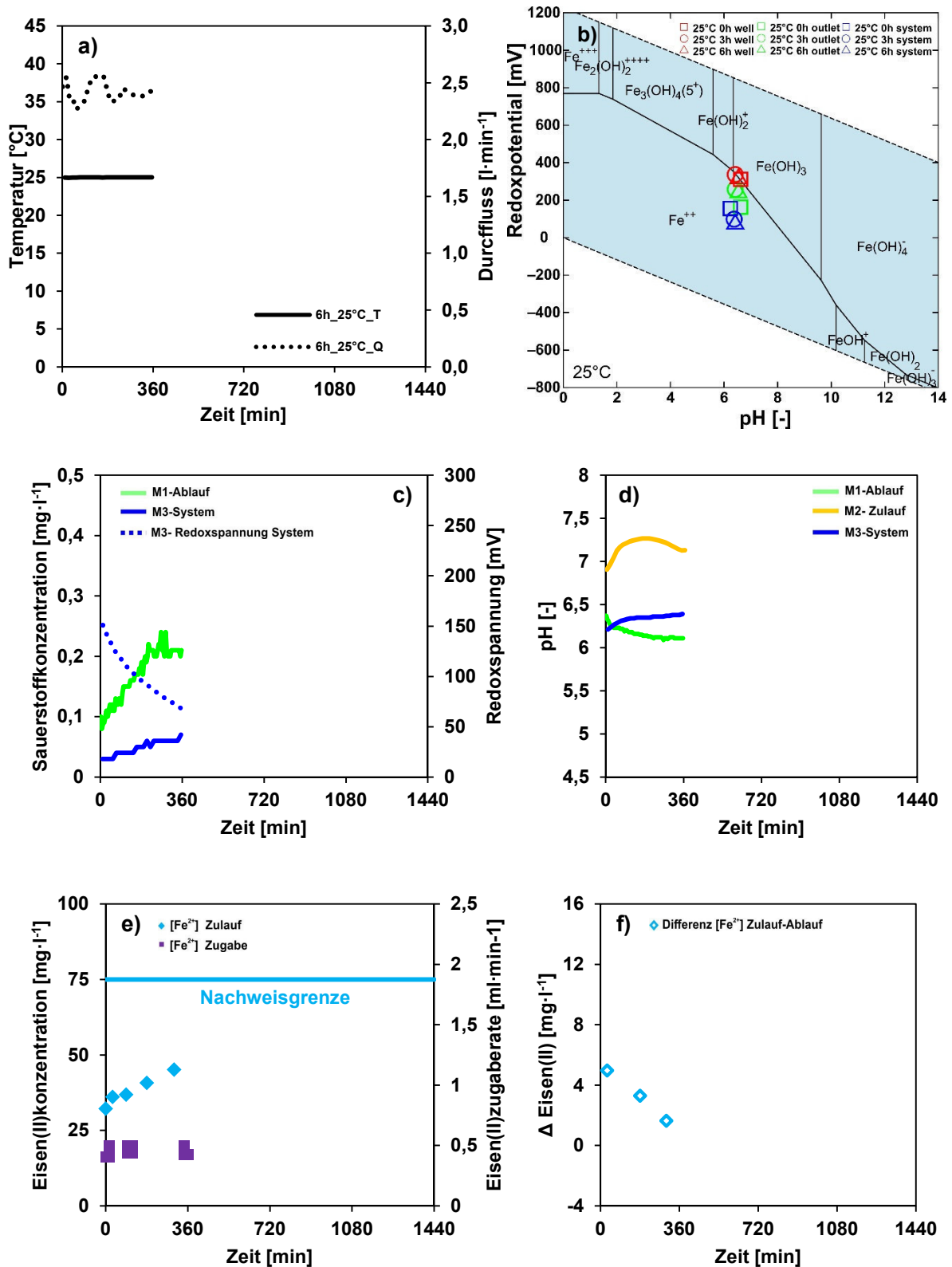
Anhang 12: a) Temperatur und Durchfluss im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 10 °C über 12 Stunden b) Eh-pH-Diagramm mit Daten während des Versuchs im System, Brunnen und Ablauf c) Sauerstoffgehalt, Redoxpotential und d) pH-Wert im zeitlichen Verlauf des Verockerungsexperimentes bei 10 °C über 12 Stunden e) Zugaberate und Konzentration im Zulauf sowie f) Differenzkonzentration zwischen Zulauf und Ablauf an Fe^{2+} im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 10 °C über 12 Stunden



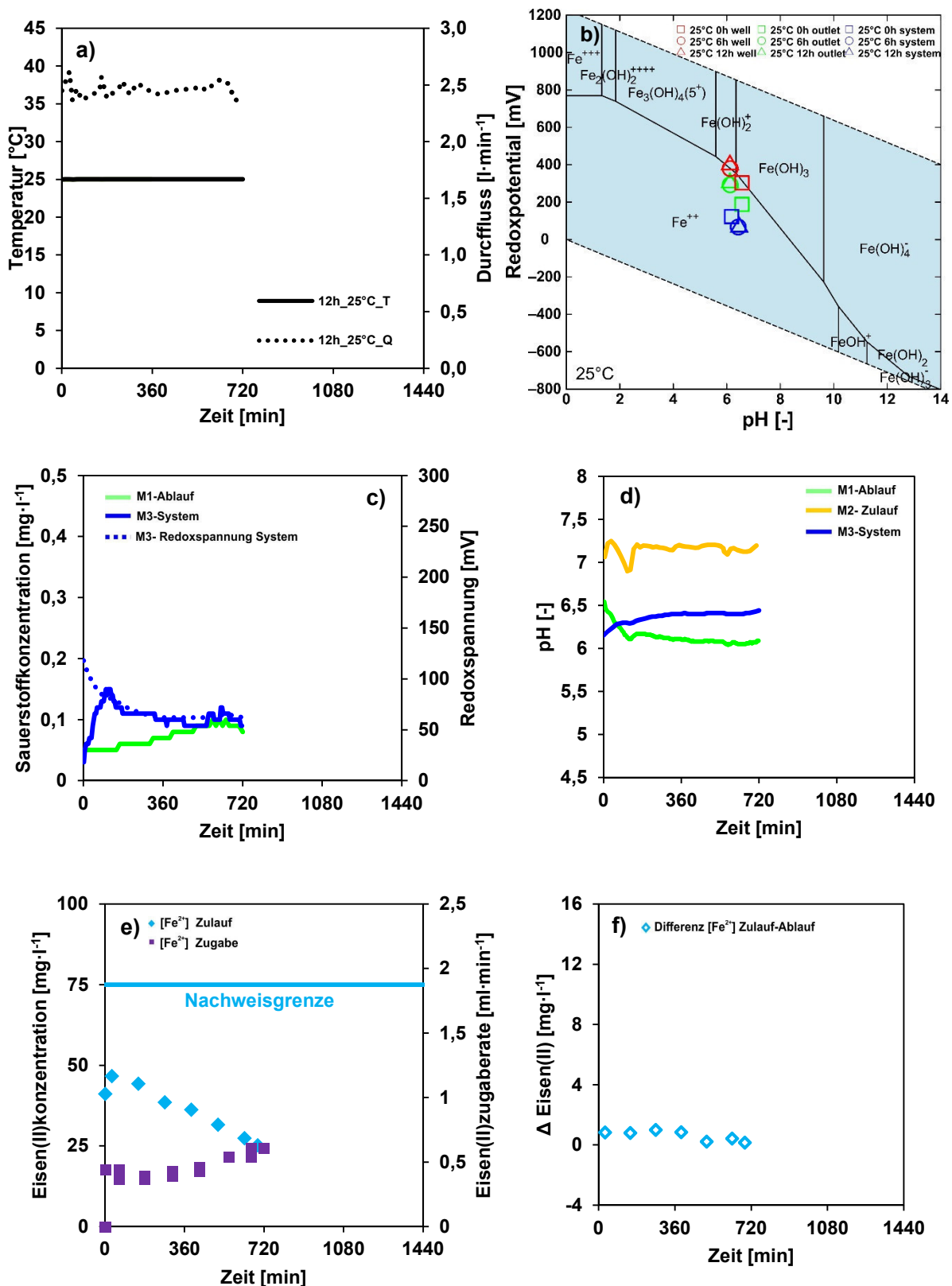
Anhang 13: a) Temperatur und Durchfluss im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 10 °C über 24 Stunden b) Eh-pH-Diagramm mit Daten während des Versuchs im System, Brunnen und Ablauf c) Sauerstoffgehalt, Redoxpotential und d) pH-Wert im zeitlichen Verlauf des Verockerungsexperimentes bei 10 °C über 24 Stunden e) Zugaberate und Konzentration im Zulauf sowie f) Differenzkonzentration zwischen Zulauf und Ablauf an Fe^{2+} im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 10 °C über 24 Stunden



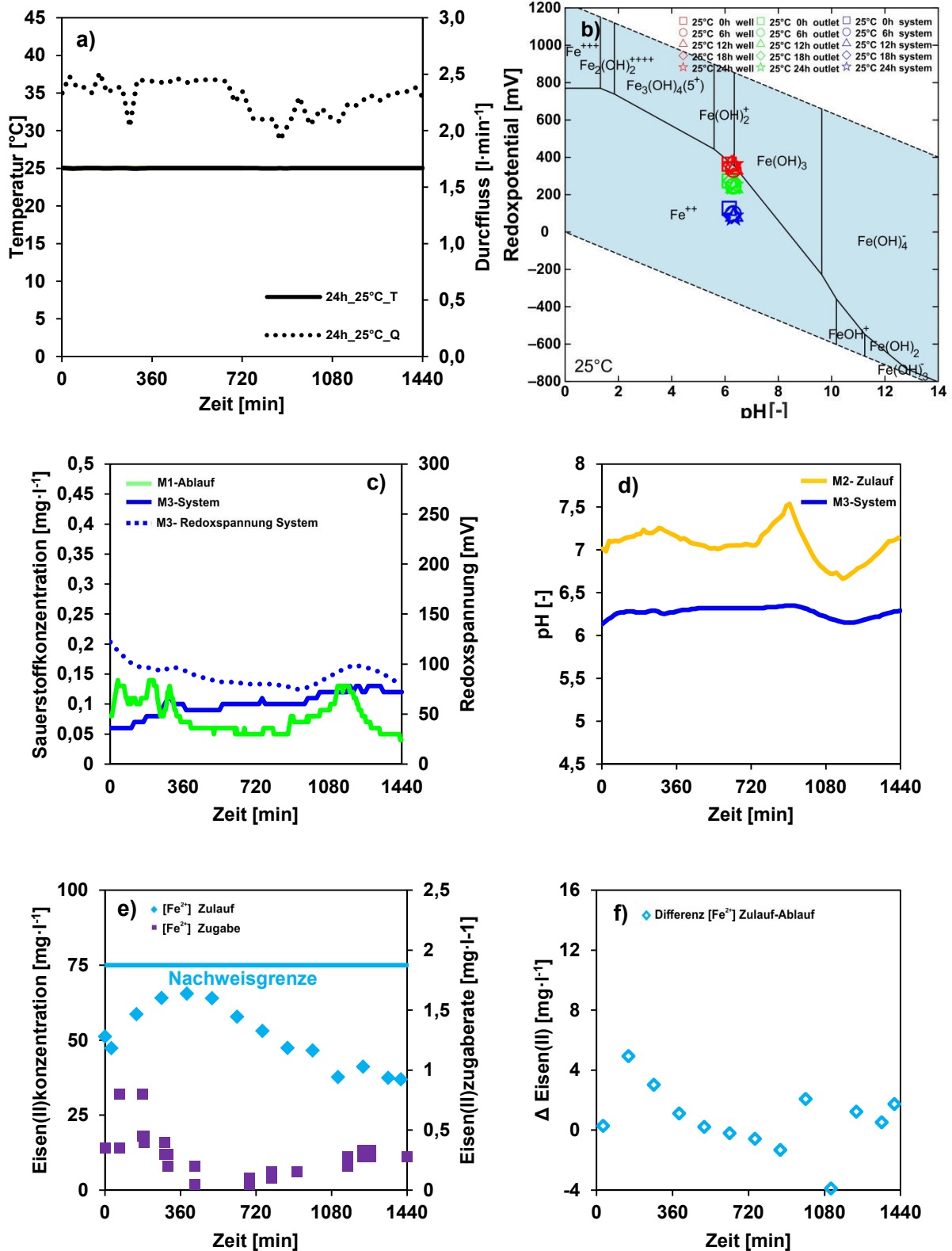
Anhang 14: a) Temperatur und Durchfluss im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 25 °C über 6 Stunden b) EH-pH-Diagramm mit Daten während des Versuchs im System, Brunnen und Ablauf c) Sauerstoffgehalt, Redoxpotential und d) pH-Wert im zeitlichen Verlauf des Verockerungsexperimentes bei 25 °C über 6 Stunden e) Zugaberate und Konzentration im Zulauf sowie f) Differenzkonzentration zwischen Zulauf und Ablauf an Fe^{2+} im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 25 °C über 6 Stunden



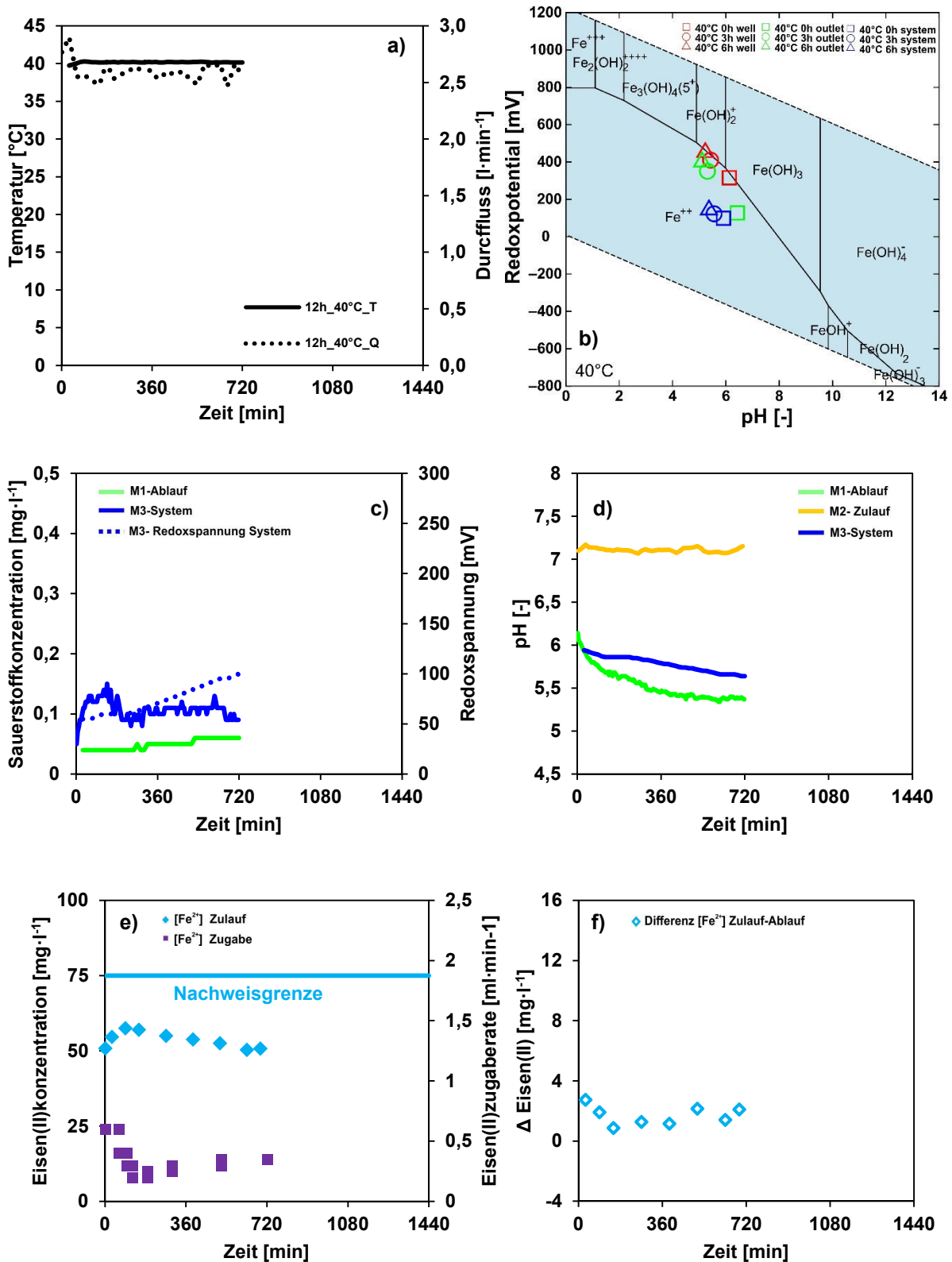
Anhang 15: a) Temperatur und Durchfluss im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 25 °C über 12 Stunden b) Eh-pH-Diagramm mit Daten während des Versuchs im System, Brunnen und Ablauf c) Sauerstoffgehalt, Redoxpotential und d) pH-Wert im zeitlichen Verlauf des Verockerungsexperimentes bei 25 °C über 12 Stunden e) Zugaberate und Konzentration im Zulauf sowie f) Differenzkonzentration zwischen Zulauf und Ablauf an Fe^{2+} im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 25 °C über 12 Stunden



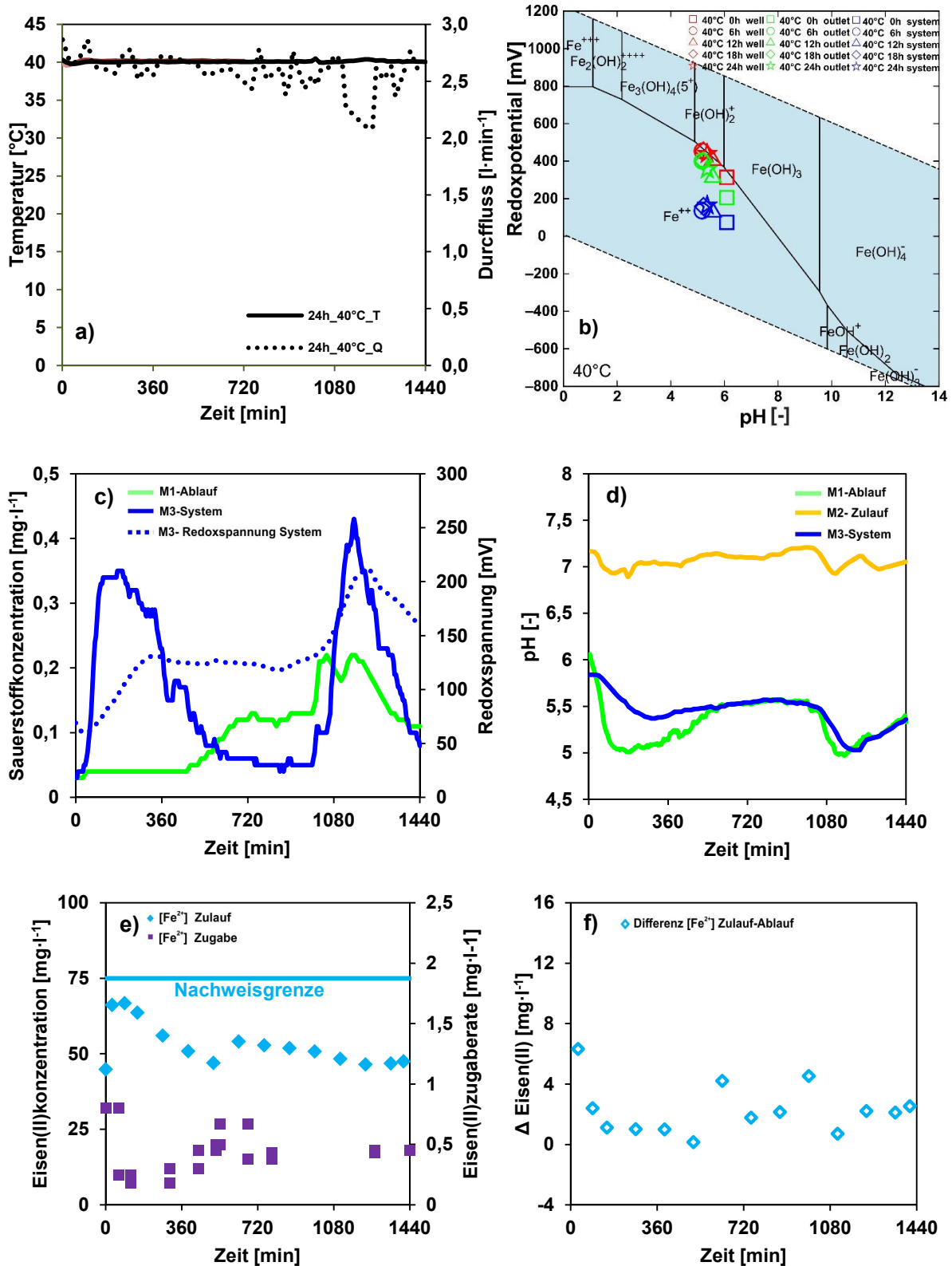
Anhang 16: a) Temperatur und Durchfluss im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 25 °C über 24 Stunden b) Eh-pH-Diagramm mit Daten während des Versuchs im System, Brunnen und Ablauf c) Sauerstoffgehalt, Redoxpotential und d) pH-Wert im zeitlichen Verlauf des Verockerungsexperimentes bei 25 °C über 24 Stunden e) Zugaberate und Konzentration im Zulauf sowie f) Differenzkonzentration zwischen Zulauf und Ablauf an Fe^{2+} im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 25 °C über 24 Stunden



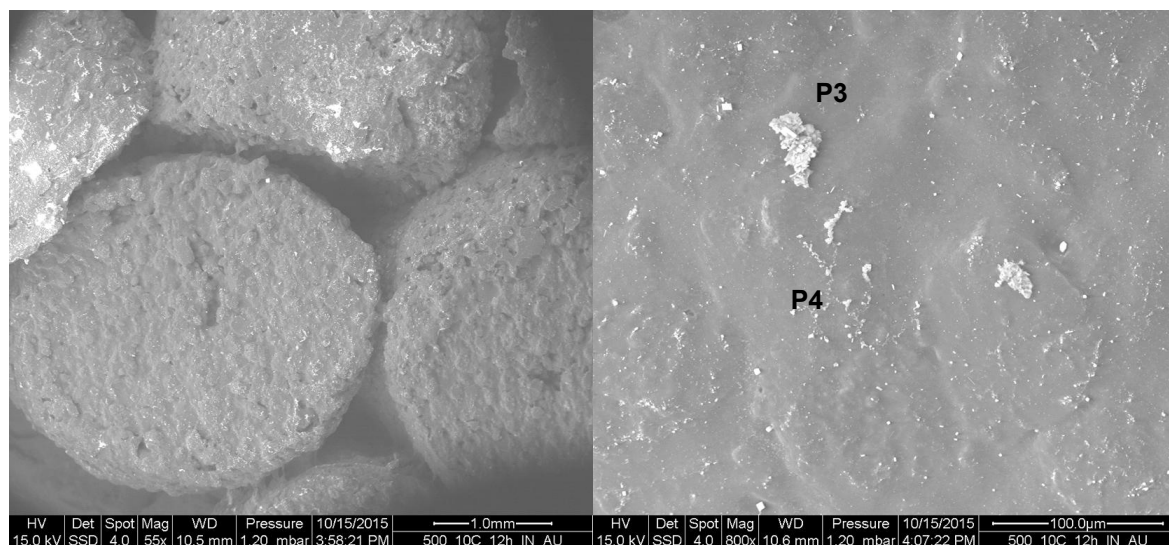
Anhang 17: a) Temperatur und Durchfluss im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40 °C über 12 Stunden b) Eh-pH-Diagramm mit Daten während des Versuchs im System, Brunnen und Ablauf c) Sauerstoffgehalt, Redoxpotential und d) pH-Wert im zeitlichen Verlauf des Verockerungsexperimentes bei 40 °C über 12 Stunden e) Zugaberate und Konzentration im Zulauf sowie f) Differenzkonzentration zwischen Zulauf und Ablauf an Fe^{2+} im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40 °C über 12 Stunden



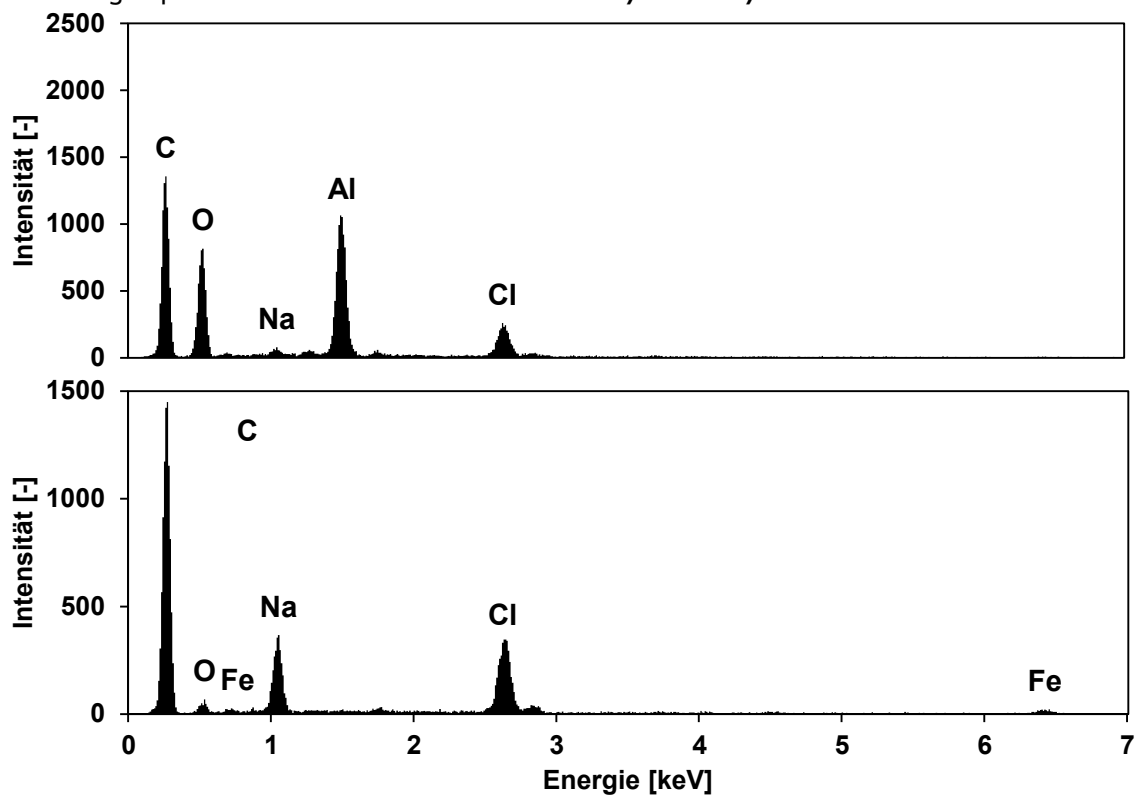
Anhang 18: a) Temperatur und Durchfluss im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40 °C über 24 Stunden b) Eh-pH-Diagramm mit Daten während des Versuchs im System, Brunnen und Ablauf c) Sauerstoffgehalt, Redoxpotential und d) pH-Wert im zeitlichen Verlauf des Verockerungsexperimentes bei 40 °C über 24 Stunden e) Zugaberate und Konzentration im Zulauf sowie f) Differenzkonzentration zwischen Zulauf und Ablauf an Fe^{2+} im zeitlichen Verlauf des Experimentes bei 40 °C über 24 Stunden



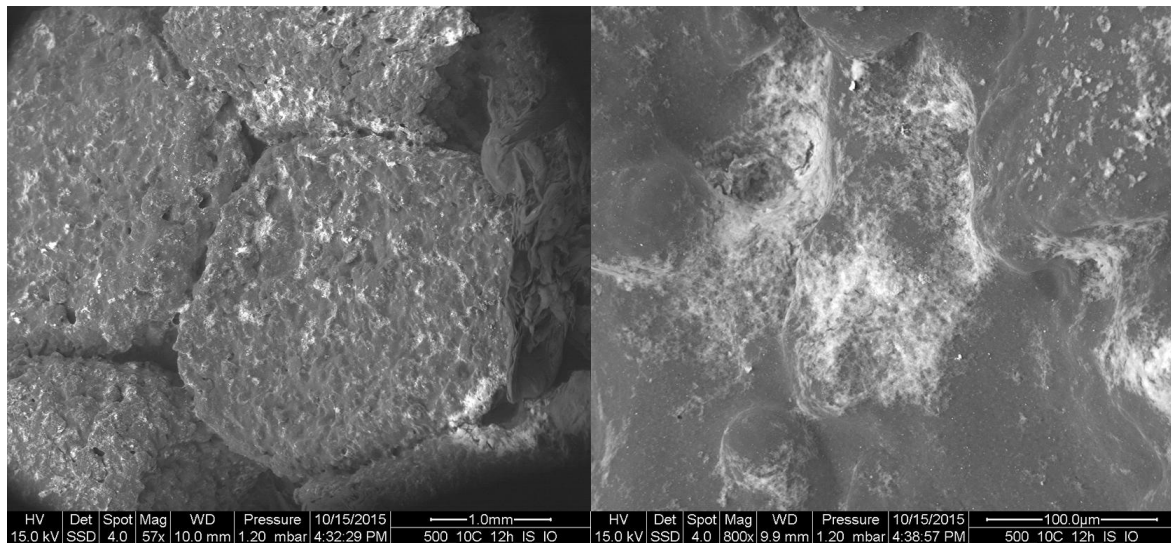
Anhang 19: BSE-Aufnahme der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 12 Stunden



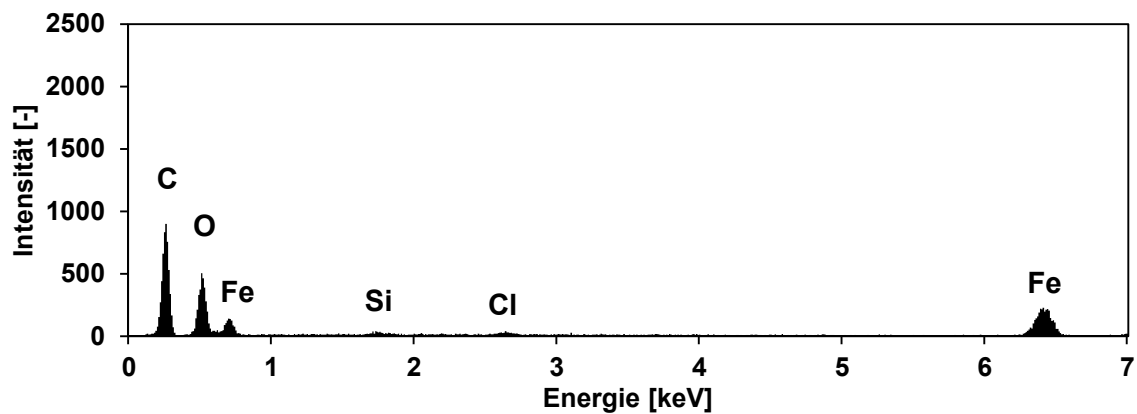
Anhang 20: EDX - Spektrum der Beläge auf der Filteraußenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 12 Stunden in a) P3 und b) P4



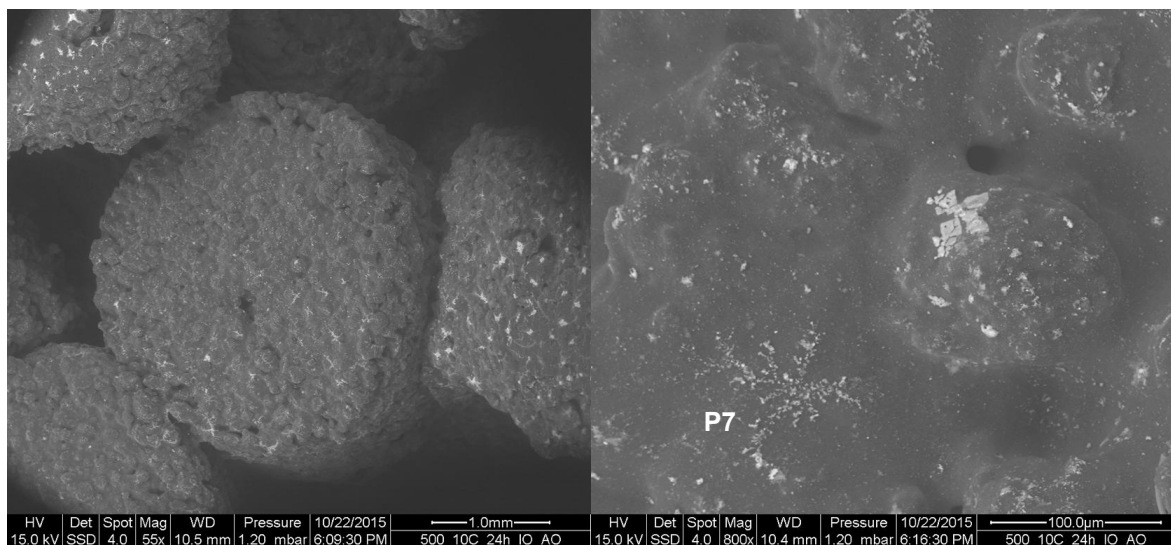
Anhang 21: BSE- Aufnahme der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 12 Stunden



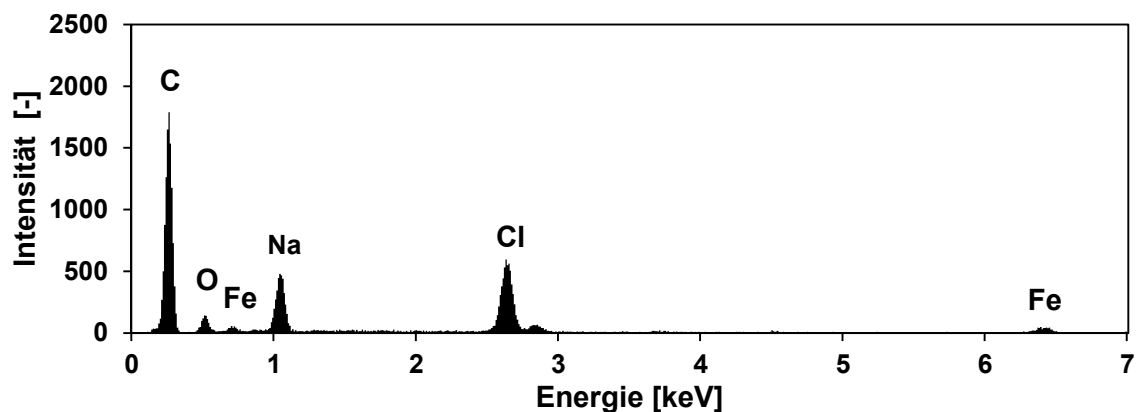
Anhang 22: EDX - Spektrum der Beläge auf der Filterinnenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 12 Stunden



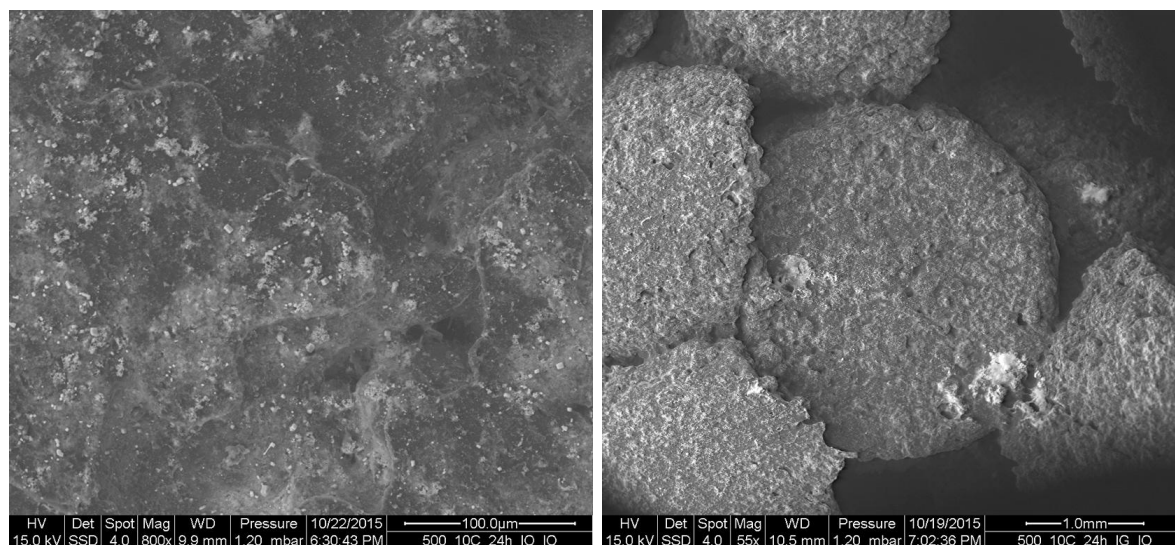
Anhang 23: BSE-Aufnahme der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 24 Stunden



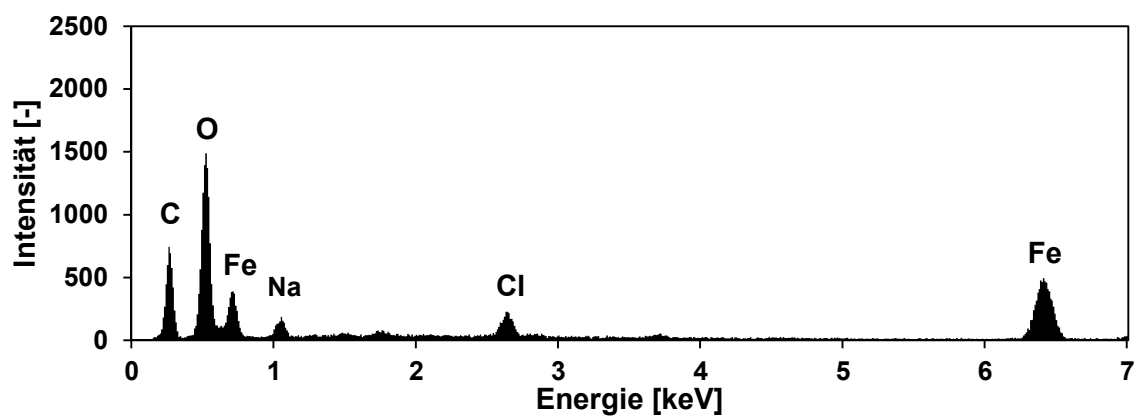
Anhang 24: EDX - Spektrum der Beläge auf der Filteraußenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 24 Stunden in P7



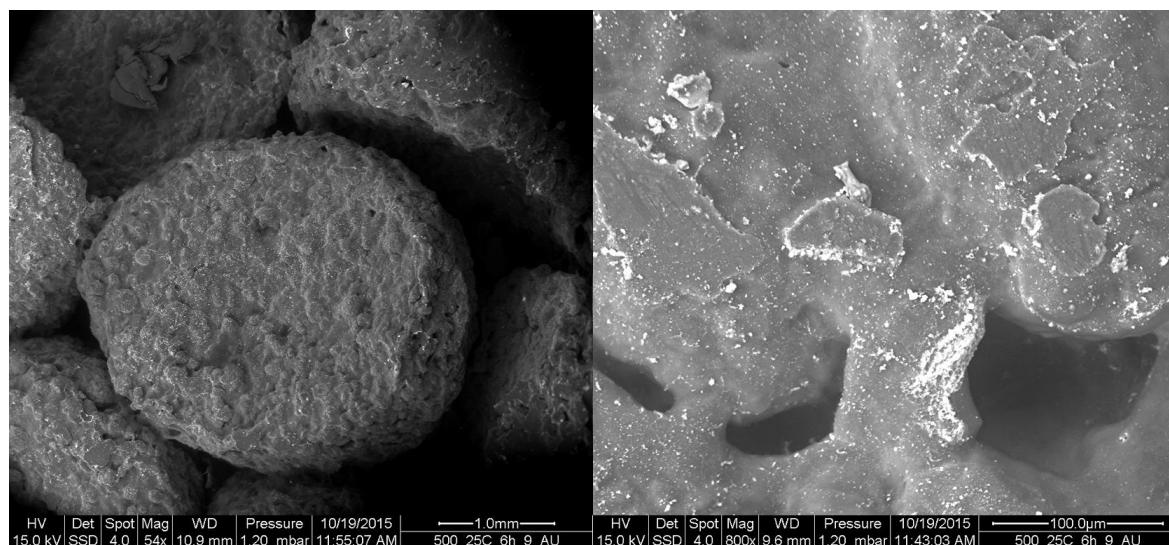
Anhang 25: BSE-Aufnahme der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 24 Stunden



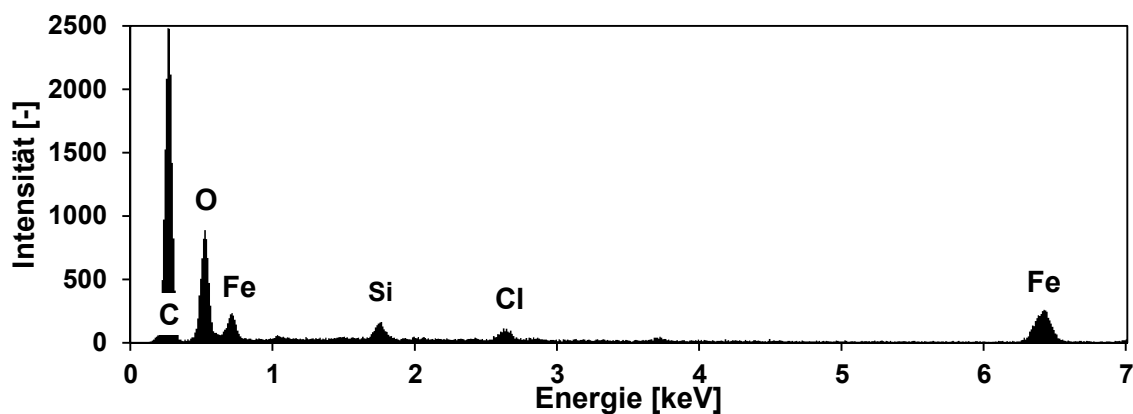
Anhang 26: EDX - Spektrum der Beläge auf der Filterinnenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 10 °C über 24 Stunden



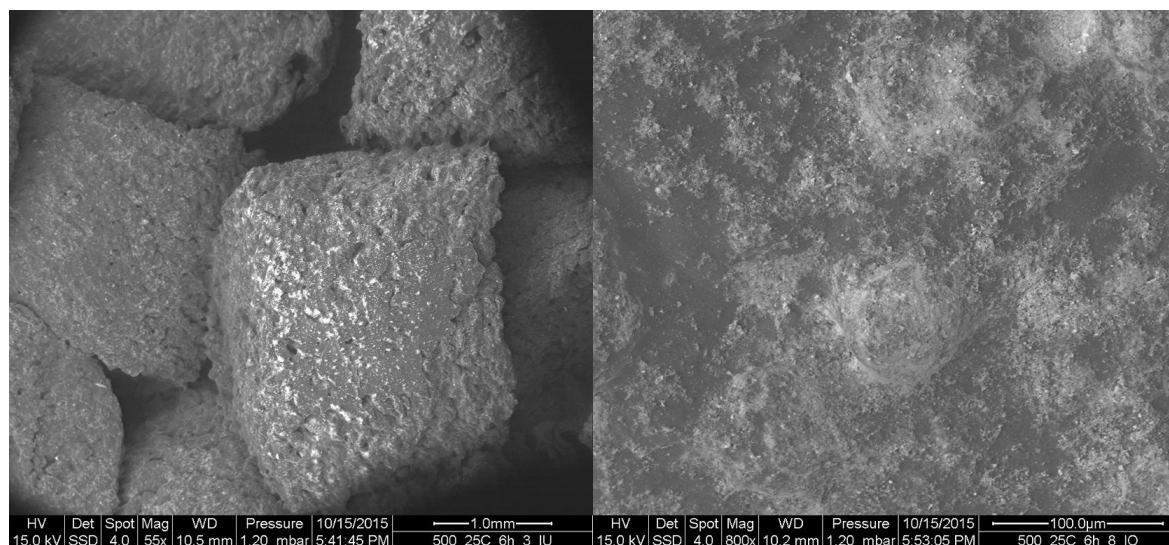
Anhang 27: BSE-Aufnahme der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 6 Stunden



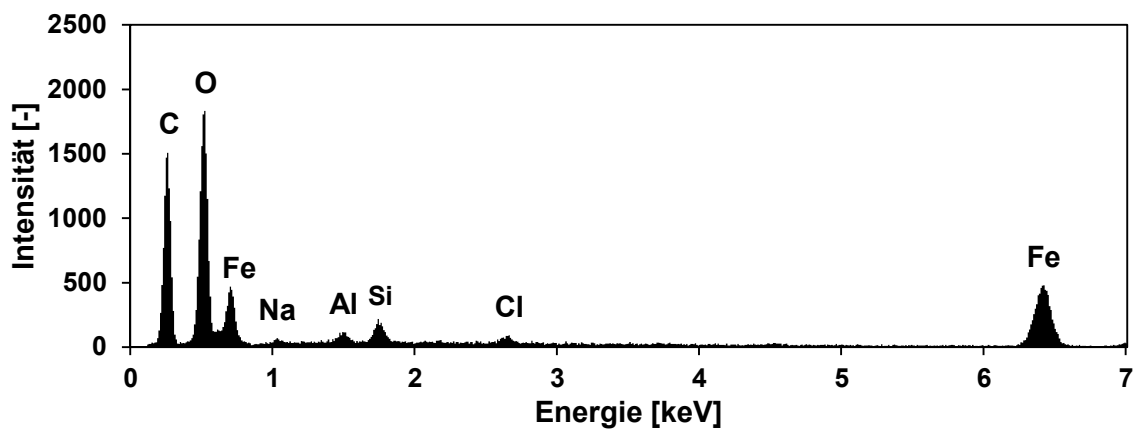
Anhang 28: EDX-Spektrum der Beläge auf der Filteraußenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 6 Stunden



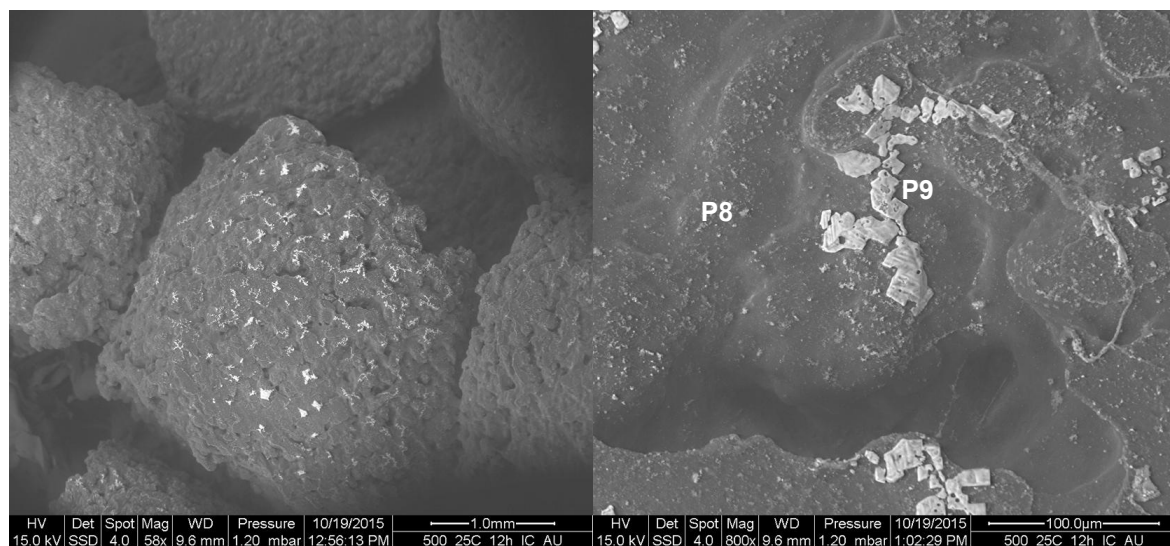
Anhang 29: BSE-Aufnahme der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 6 Stunden



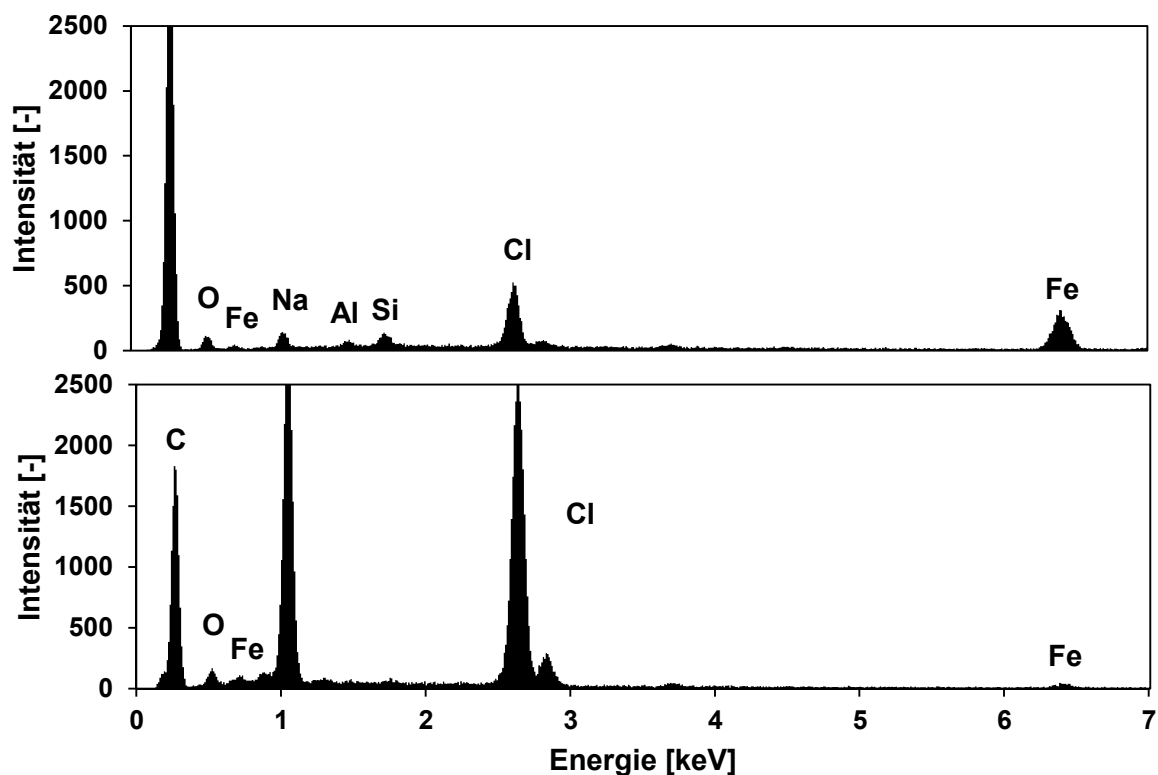
Anhang 30: EDX-Spektrum der Beläge auf der Filterinnenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 6 Stunden



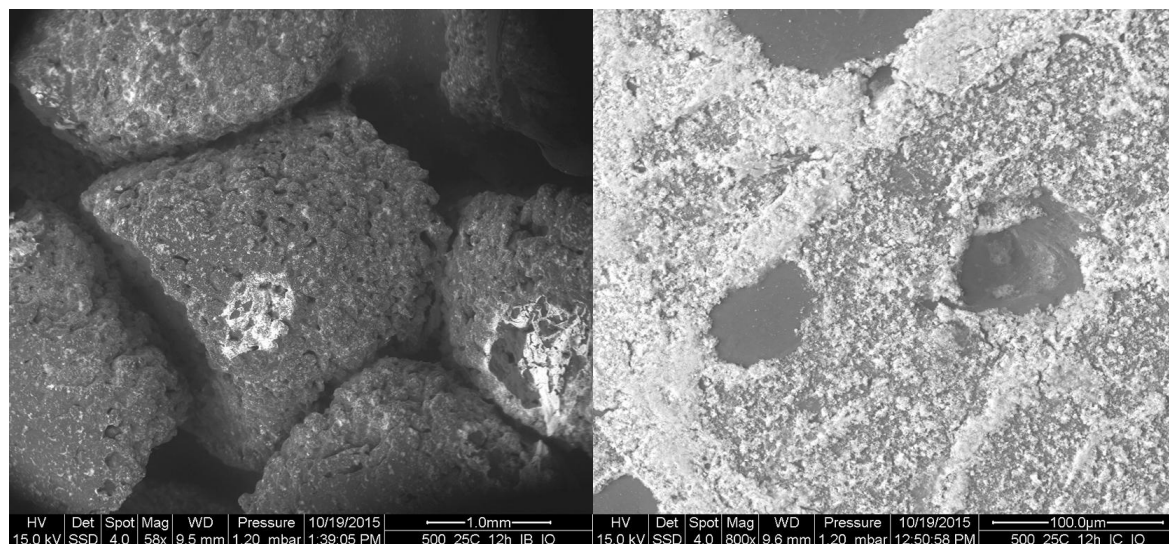
Anhang 31: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 12 Stunden



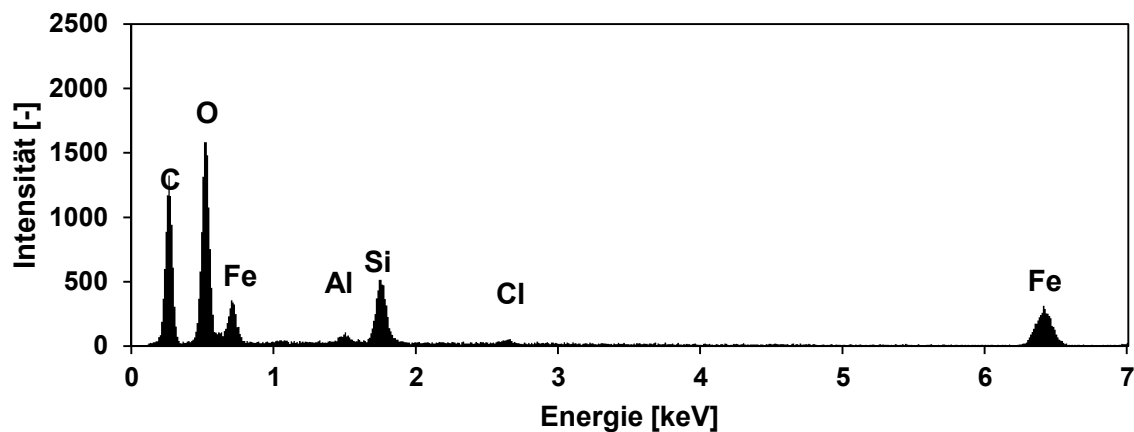
Anhang 32: EDX - Spektrum der Beläge auf der Filteraußenseite des porösen PE-HD-Filter Typ D des Filters 500-IC nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 12 Stunden in a) P8 und b) P9



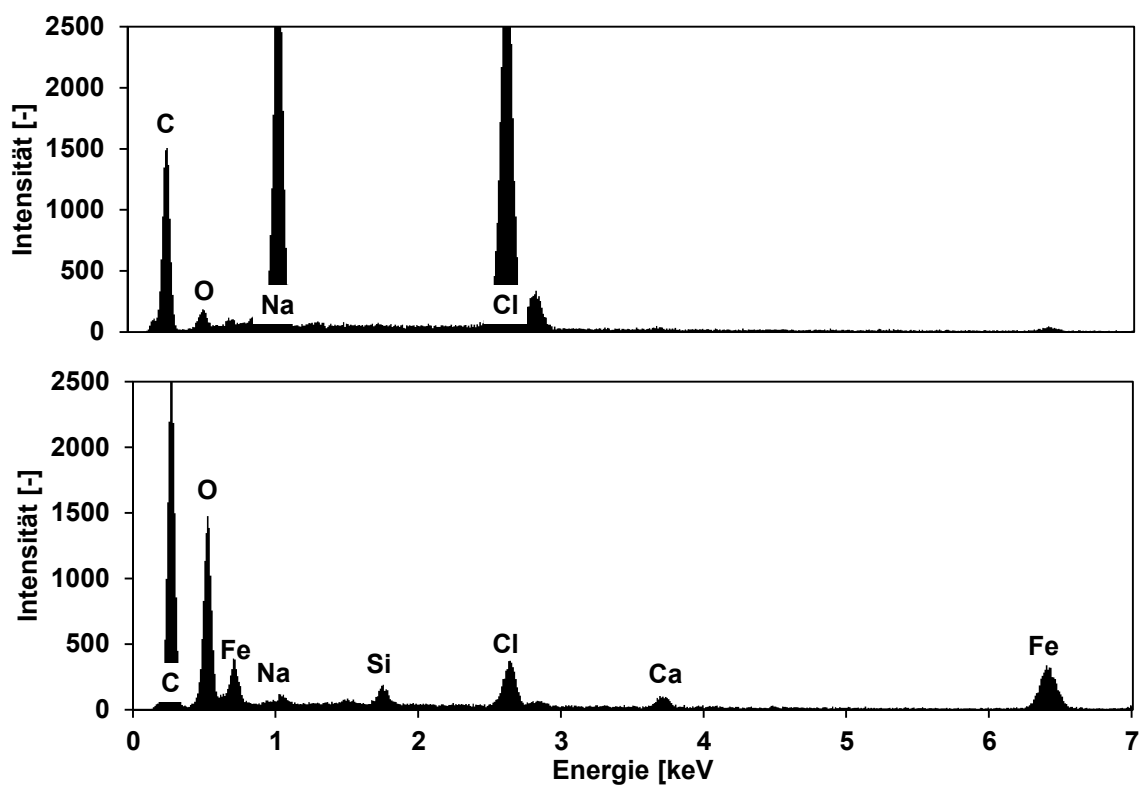
Anhang 33: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 12 Stunden



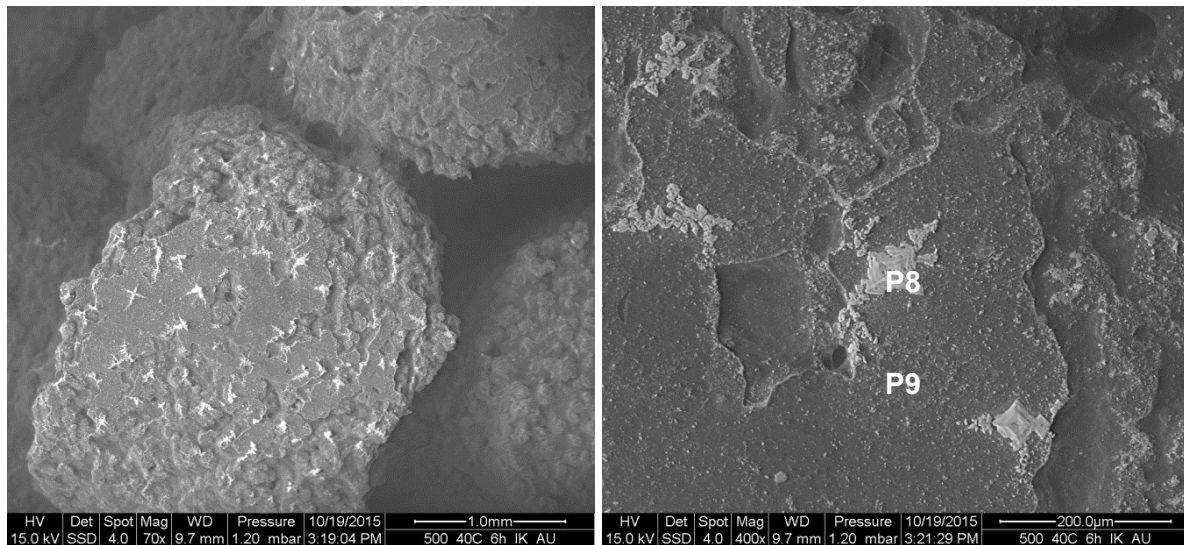
Anhang 34: EDX - Spektrum der Beläge auf der Filterinnenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 25 °C über 12 Stunden



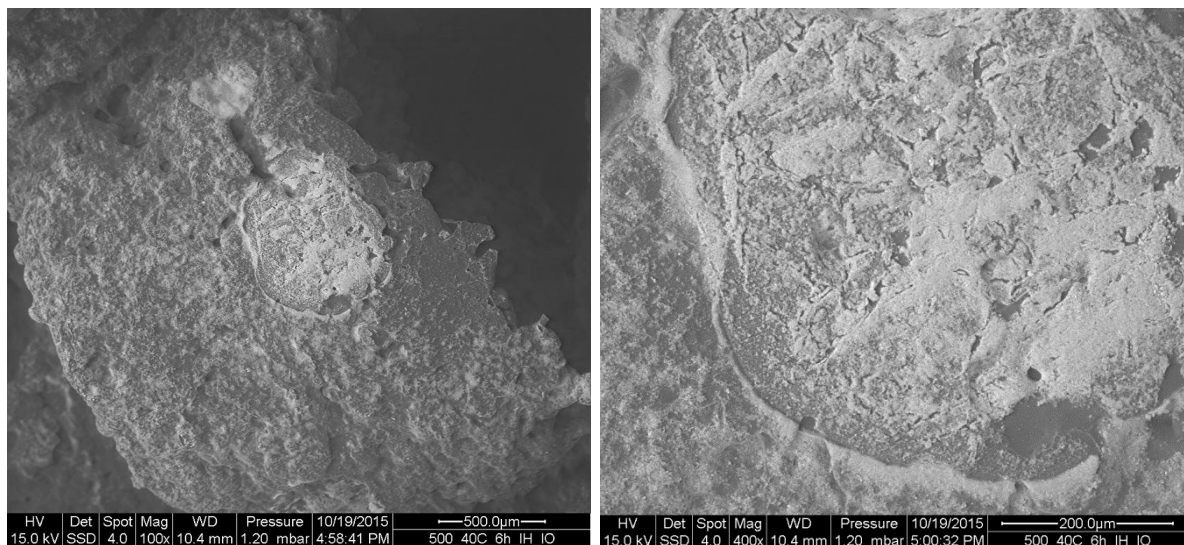
Anhang 35: EDX - Spektrum der Beläge auf der Filteraußenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 6 Stunden. a) P8 b) P9



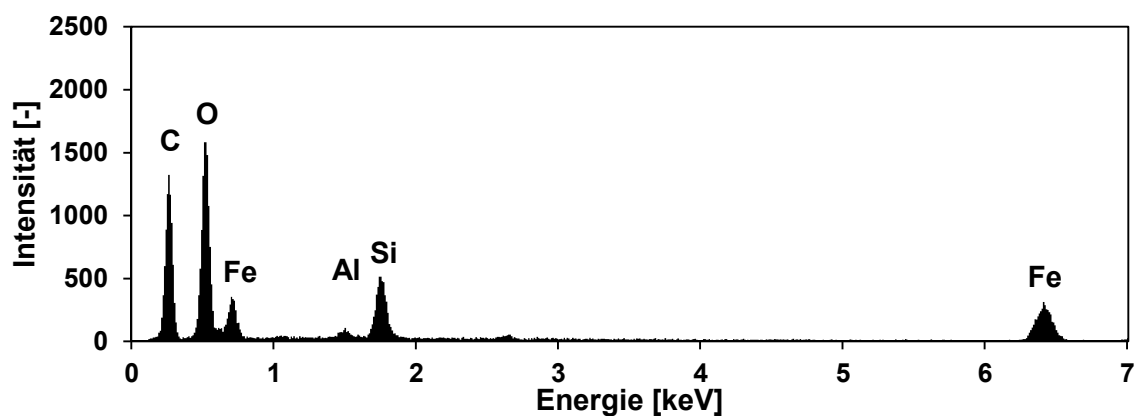
Anhang 36: BSE-Aufnahme der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 6 Stunden in a) P8 b) P9



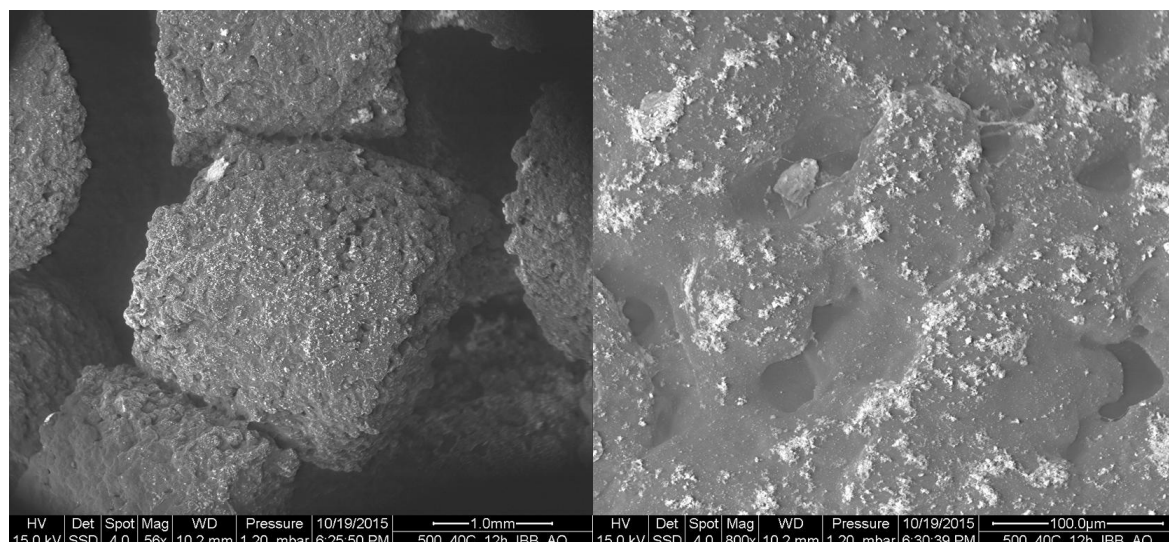
Anhang 37: BSE-Aufnahme der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 6 Stunden



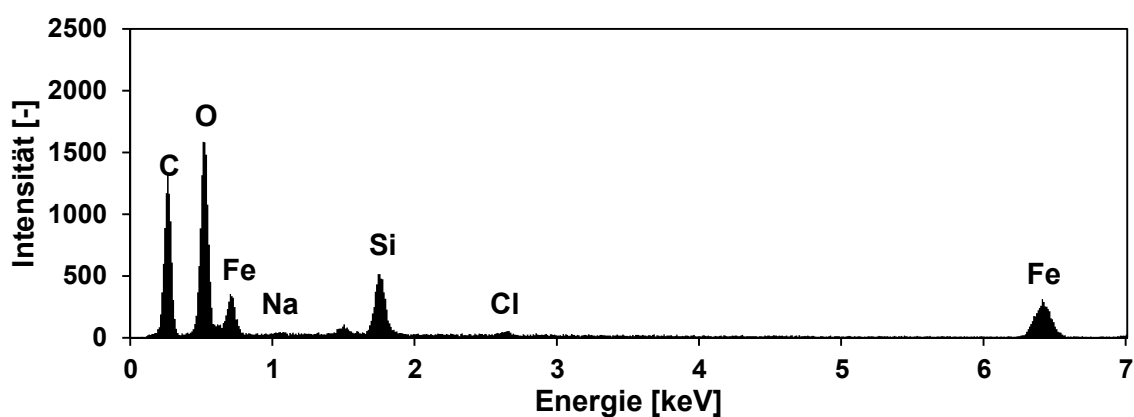
Anhang 38: EDX - Spektrum der Beläge auf der Filterinnenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 6 Stunden



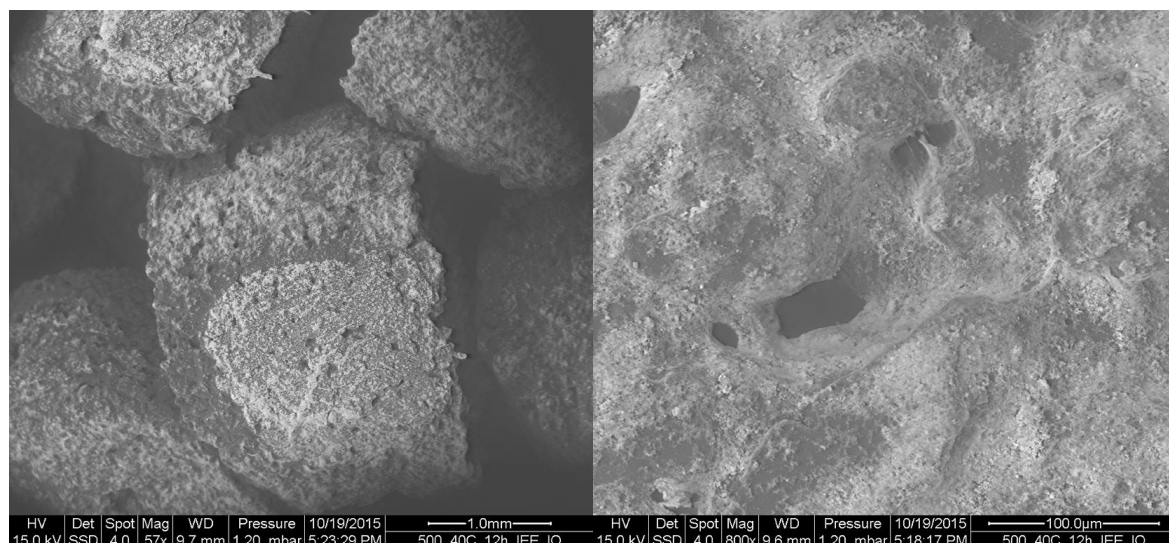
Anhang 39: BSE-Aufnahme der Außenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 12 Stunden



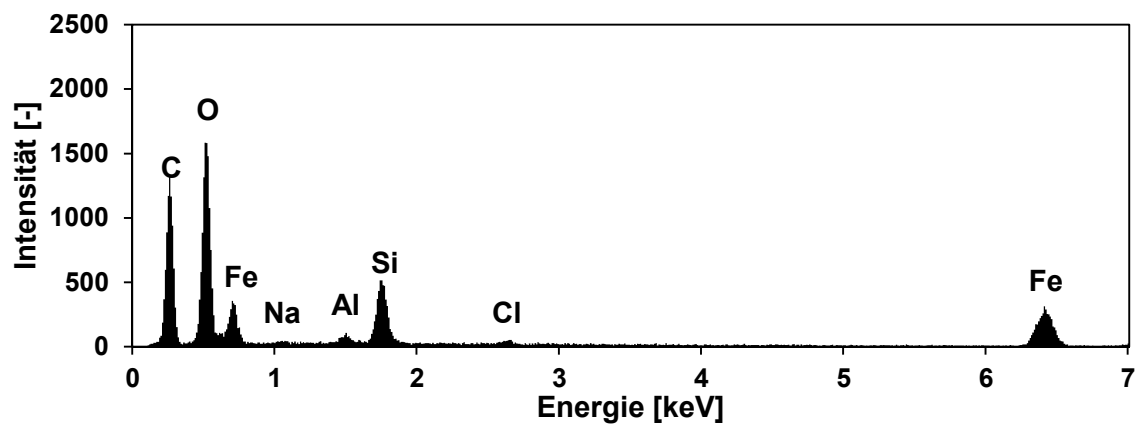
Anhang 40: EDX - Spektrum der Beläge auf der Filteraußenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 6 Stunden



Anhang 41: BSE-Aufnahme der Innenseite von PE-HMW-500 nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 12 Stunden



Anhang 42: EDX-Spektrum der Beläge auf der Filterinnenseite von PE-HMW nach dem Verockerungsexperiment bei 40 °C über 12 Stunden



Lebenslauf

Johanna Rütter aus Menden

Ausbildung

- | | |
|------------------------|---|
| Feb.2010 - Feb. 2011 | Studium der Erneuerbaren Energien an der University of Iceland und Haskolinn a Akureyri, Island;
Schwerpunkte: Geothermische Energie und techn. Nutzung |
| Okt. 2004 – Sept. 2011 | Studium der Angewandten Geowissenschaften an der Technischen Universität Darmstadt ; Schwerpunkte: Geothermie, Hydrogeologie, Ingenieurgeologie, Wasserbau |
| Aug. 1995 – Juni 2004 | Walburgisgymnasium Menden |
| Aug. 1991 – Juli 1995 | von - Kettler - Grundschule Menden |

Berufliche Tätigkeit

- | | |
|-----------------------|--|
| Sept. 2011 – Mai 2016 | Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut f. Ang. Geow. Fachgeb. Angewandte Geothermie, Technische Universität Darmstadt |
|-----------------------|--|

Auszeichnungen

- | | |
|------------|---|
| Febr. 2013 | Energie-Preis 2013 in der Kategorie „Beste Abschlussarbeit“ des TU Darmstadt Energy Centers e.V. für die Masterarbeit „The validation of the LMC device – Analysis of Icelandic basaltic rocks“ |
| Nov. 2011 | Nachwuchs-Förderpreis für junge Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler 2011 der Geothermischen Vereinigung Bundesverband Geothermie für die Diplomarbeit „Faziesabhängigkeit geothermischer Kennwerte des Rotliegend (Untere Nahe-Subgruppe, Permokarbon)“ |

Publikationen

Veröffentlichungen und Berichte

Rüther, J., Lederer, S., Peth, C., & Sass, I. (2016). Mechanical Evaluation of Sintered Macroporous High Density Polyethylene Filter Elements for Shallow Geothermal Application. *Porous Media*, 19(3), 219-232.

Pall Filtersystems GmbH & Institut für Angewandte Geowissenschaften (2015). Entwicklung von ökologisch vorteilhaften, wartungsarmen Kunststoff (HDPE)-Filterelementen für oberflächennahe geothermische Brunnenanlagen, Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt, gefördert unter dem Az: 28789 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, 77 S.,
<https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBUabschlussbericht-AZ-28789.pdf>.

Rüther, J. & Sass, I. (2013). Entwicklung poröser Filterelemente aus hochdichter Polyethylen für geothermische Brunnenanlagen. *bbr- Fachmagazin für Wasser und Leitungstiefbau*, 04/2013, 61-69.

Konferenzbeiträge

Rüther, J., & Sass, I. (2014). Hydraulische Charakterisierung verschiedener Kunststoffbrunnenfiltertypen für oberflächennahe Anwendungsgebiete im Feld und Labor. *Tagung der Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften*, 28.-31.05.2014, Bayreuth. In: Bayreuther Forum Ökologie , 118 . Bayreuther Zentrum für Ökologie und Umweltforschung , Bayreuth.

Rüther, J., Heidenreich, S., Walch, A., & Sass, I. (2013). Entwicklung und Untersuchung poröser, hochdichter Polyethylen-Filterelemente für geothermale Brunnenanlagen. *Geotherm. Offenburg, Germany*, 28.02.-01.03.2012.

Rüther, J., Heidenreich, S., Walch, A., & Sass, I. (2013). Research and Development of porous, high-density polyethylene screens shallow geothermal for well systems. *European Geothermal Congress*. 03.-07.06.2013, Pisa. Proceedings of European Geothermal Congress 2013

Langer, L., Heidenreich, S., Rüther, J., Walch, A. & Sass, I. (2012). Planung und Erkundung für den Bau eines geothermischen Brunnentestfelds zur Untersuchung poröser, hochdichter Polyethylen-Filterelemente im Festgestein. In: Geothermische Vereinigung – Bundesverband Geothermie e.V. (Hg.): Tagungsband *Der Geothermiekongress 2012*. Karlsruhe, Germany, 13.-15.11.2011.

Sass, I., Homuth, S., Heidenreich, S. Rüther, J. & Walch, A. (2012). Entwicklung und Untersuchung poröser, hochdichter Polyethylen-Filterelemente für Brunnenanlagen. In: Rudolf Liedl (Hg.): Grundwasserschutz und Grundwassernutzung. Modelle, Analysen und Anwendungen; Kurzfassungen der Vorträge und Poster. *Tagung der Fachsektion Hydrogeologie in der DGG (FH-DGG)*. Dresden, Germany, 16.-20.05.2012. Deutsche Gesellschaft für Geowissenschaften (Schriftenreihe der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften, 78).